# EXPOSITION AU MERCURE ET SES EFFETS CHEZ LE PLONGEON HUARD (*Gavia immer*) SUR LES LACS DU QUÉBEC

Louise Champoux et Denis Masse

Région du Québec 2006
Service canadien de la faune

Série de rapports techniques Numéro 468

Environnement Canada
Service canadien de la faune

Environment Canada
Canadian Wildlife Service

Canada

## SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES DU SERVICE CANADIEN DE LA FAUNE

Cette série de rapports, créée en 1986, donne des informations scientifiques et techniques sur les projets du Service canadien de la faune (SCF). Elle vise à diffuser des études qui s'adressent à un public restreint ou sont trop volumineuses pour paraître dans une revue scientifique ou une autre série du SCF.

Ces rapports techniques ne sont habituellement demandés que par les spécialistes des sujets traités. C'est pourquoi ils sont produits à l'échelle régionale et en quantités limitées. Ils sont toutefois numérotés à l'échelle nationale. On ne peut les obtenir qu'à l'adresse indiquée au dos de la page titre. La référence recommandée figure à la page titre.

Les rapports techniques sont conservés dans les bibliothèques du SCF et figurent dans le catalogue de la Bibliothèque nationale du Canada, que l'on retrouve dans les principales bibliothèques scientifiques du Canada. Ils sont publiés dans la langue officielle choisie par l'auteur, en fonction du public visé, accompagnés d'un résumé dans la deuxième langue officielle. **En vue de déterminer si la demande est suffisante pour publier ces rapports dans la deuxième langue officielle, le SCF invite les usagers à lui indiquer leur langue officielle préférée. Les demandes de rapports techniques dans la deuxième langue officielle doivent être envoyées à l'adresse indiquée au dos de la page titre.**

## CANADIAN WILDLIFE SERVICE TECHNICAL REPORT SERIES

This series of reports, introduced in 1986, contains technical and scientific information on Canadian Wildlife Service projects. The reports are intended to make available material that is either of interest to a limited audience or is too extensive to be accommodated in scientific journals or in existing CWS series.

Demand for the Technical Reports is usually limited to specialists in the fields concerned. Consequently, they are produced regionally and in small quantities. They are numbered according to a national system but can be obtained only from the address given on the back of the title page. The recommended citation appears on the title page.

Technical Reports are available in CWS libraries and are listed in the catalogue of the National Library of Canada, which is available in science libraries across the country. They are printed in the official language chosen by the author to meet the language preference of the likely audience, with an abstract in the second official language. **To determine whether there is sufficient demand to make the Reports available in the second official language, CWS invites users to specify their official language preference. Requests for Technical Reports in the second official language should be sent to the address on the back of the title page.**

# EXPOSITION AU MERCURE ET SES EFFETS CHEZ LE PLONGEON HUARD (*Gavia immer*) SUR LES LACS DU QUÉBEC

L. Champoux[1] et D. Masse[2]

[1] Environnement Canada, Service canadien de la faune, C.P. 10100, Ste-Foy, Québec, Canada, G1V 4H5

[2] Parc national de la Mauricie, Parcs Canada, Québec, Canada

SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES NO. 468
Région du Québec 2006
Service canadien de la faune

Ce rapport peut être cité comme suit :

Champoux, L. et D. Masse 2006. Exposition au mercure et ses effets chez le Plongeon Huard (*Gavia immer*) sur les lacs du Québec. Série de rapports techniques no. 468, Région du Québec 2006, Service canadien de la faune.

Publié avec l'autorisation du
Ministère de l'Environnement.
Service canadien de la faune.

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Environnement, 2006.

Numéro de catalogue CW69-5/454F
ISBN : 0-662-72663-4

Biomarqueurs - mercure - Plongeon Huard - lacs - contamination - précipitations acides.

Photo page couverture : Philippe Henry. www.philippe-henry.com

Copies disponibles auprès du

Service canadien de la faune
Région du Québec
1141, route de l'Église, C.P. 10100
Sainte-Foy (Québec), G1V 4H5

# RÉSUMÉ

Les résultats de récentes études indiquent une augmentation du mercure dans l'environnement et un accroissement de sa bioaccumulation dans les chaînes trophiques aquatiques. Le Service Canadien de la Faune (SCF) et le Parc National de la Mauricie ont initié cette étude afin de déterminer si les plongeons huards de la région du Québec sont exposés à des concentrations de mercure dans leurs proies suffisamment élevées pour nuire à leur reproduction et leur survie. De 1997 à 2001, le succès de reproduction a été évalué et des huards ont été capturés de nuit et bagués sur 24 lacs. Des plumes et du sang ont été récoltés afin de mesurer leur contamination en mercure et diverses variables biologiques comme biomarqueurs. De plus, des mesures physicochimiques et l'échantillonnage de poissons pour mesurer leur contamination en mercure ont été effectués. Les concentrations moyennes de mercure dans le sang et les plumes des mâles (2,6 mg/kg poids frais et 17,6 mg/kg poids sec) et des femelles (1,8 mg/kg poids frais and 8,9 mg/kg poids sec) se situent à l'intérieur de l'étendue normale des échantillons du nord-est de l'Amérique du Nord. Cependant, un tiers (33 %) des huards échantillonnés ont des niveaux de mercure dans leur sang ou leurs plumes qui excèdent les niveaux d'effets potentiels sur leur santé et leur reproduction. Les huards de l'ouest du Québec ont des concentrations de mercure significativement plus faibles que ceux de l'est de la province, tant dans le sang que dans les plumes. La sensibilité élevée d'un grand nombre de lacs du Québec au phénomène d'acidification semble expliquer en partie les concentrations de mercure observées chez les huards. Par contre, cette contamination ne semble pas affecter le succès de reproduction du huard, ou du moins notre étude n'a pas permis d'observer cette relation. Chez les femelles, les concentrations de cholinestérase montrent une relation négative significative avec l'augmentation du mercure sanguin. Les niveaux de corticostérone augmentent avec l'augmentation du mercure sanguin chez l'ensemble des adultes puis chutent lorsque les concentrations de mercure excèdent 5 mg/kg, selon une relation hormétique. Bien que les études de terrain ne peuvent montrer que des liens corrélationnels entre l'exposition et les effets, l'activation chronique à long terme du système adrénocortical peut nuire significativement aux processus métaboliques essentiels de même qu'aux fonctions immunitaires et reproductives chez les populations sauvages. Le suivi à long terme des oiseaux bagués apparaît important pour déterminer leur fidélité au même site, leur survie et leur succès de reproduction et pour continuer à explorer les effets à long terme de la contamination en mercure chez les individus et les populations.

## ABSTRACT

Results from recent studies report increase in mercury in the environment and increased bioaccumulation in aquatic food webs. The Canadian Wildlife Service (CWS) and the La Mauricie National Park initiated this study to determine whether common loons in Québec are exposed to mercury concentrations in prey fish sufficiently high to impair their reproduction and survival. From 1997 to 2001, reproductive success was assessed and loons were captured at night and banded on 24 lakes. Collection of feathers and blood was done to measure mercury and various biological parameters as biomarkers. In addition, measures of lake physicochemistry and fish sampling for mercury analysis were conducted. Mean blood and feather Hg concentrations in males (2.6 mg/kg wet weight and 17.6 mg/kg dry weight) and females (1.8 mg/kg wet weight and 8.9 mg/kg dry weight) are within normal range of samples from north-east of North America. However, one third (33 %) of the loons sampled have mercury levels in blood or feathers exceeding the high risk levels for health and reproduction. Loons from western Québec showed significantly lower Hg levels than those from eastern Québec, both in blood and in feathers. The high sensitivity of many Québec lakes to acidification seems to explain in part the mercury concentrations seen in loons. However, this contamination does not seem to affect their reproductive success, or at least our study did not show this relation. In females, cholinesterase levels show a negative relationship with increasing blood mercury levels. Corticosterone levels increase with increasing mercury in adult blood and then drop when mercury levels exceed 5 mg/kg, in a hormetic dose response relationship. Although field studies only show correlational links between effects and exposure, chronic long-term activation of the adrenocortical system may significantly impair essential metabolic processes as well as immune and reproductive functions in wild populations. The long term monitoring of the banded birds appear important to determine their site fidelity, survival and reproductive success and to continue to explore the long term effects of mercury contamination on individuals and populations.

# TABLE DES MATIÈRES

Résumé ..... iii
Abstract ..... iv
Liste des tableaux ..... vi
Liste des figures ..... vii
Liste des annexes ..... viii
Remerciements ..... ix

1 INTRODUCTION ..... 1
2 MÉTHODES ..... 3
2.1 INVENTAIRE ET ÉCHANTILLONNAGE ..... 3
2.1.1 Sélection des lacs ..... 3
2.1.2 Inventaire des huards ..... 4
2.1.3 Capture de huards et prélèvements biologiques ..... 4
2.1.4 Échantillonnage de poissons ..... 5
2.2 ANALYSES CHIMIQUES ..... 7
2.2.1 Analyses physicochimiques ..... 7
2.2.2 Analyses de mercure ..... 7
2.3 ANALYSES BIOLOGIQUES ..... 9
2.3.1 Analyses cliniques sanguines ..... 9
2.3.2 Cholinestérases ..... 9
2.3.3 Corticostérone et hormones sexuelles ..... 10
2.3.4 Hormones thyroïdiennes ..... 10
2.3.5 Rétinol ..... 11
2.3.6 Isotopes stables ..... 12
2.4 ANALYSES DES DONNÉES ..... 12
3 RÉSULTATS ..... 13
3.1 MORPHOLOGIE ET PHYSICOCHIMIE DES LACS ..... 13
3.2 INVENTAIRE DES HUARDS ET PRODUCTIVITÉ ..... 13
3.3 RÉSULTATS DE CAPTURE DES HUARDS ..... 13
3.4 CONCENTRATIONS DE MERCURE CHEZ LE HUARD ..... 15
3.5 CONCENTRATIONS DE MERCURE DANS LES POISSONS ..... 20
3.6 COMPARAISON DES LACS CONTAMINÉS ET NON CONTAMINÉS ..... 20
3.7 BIOMARQUEURS ..... 23
3.8 RELATIONS ENTRE LES VARIABLES ..... 26
3.8.1 Corrélations ..... 26
3.8.2 Régressions multiples et analyses multivariées ..... 35
3.9 ÉVALUATION DU RISQUE ..... 39
4 DISCUSSION ..... 41

CONCLUSION ..... 52

Bibliographie ..... 53

ANNEXES ..... 63

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Morphométrie et physicochimie des lacs échantillonnés et suivis au Québec ..... 14

Tableau 2. Nombre de jeunes par année pour chaque lac où des huards ont été capturés ..... 15

Tableau 3. Poids moyens et concentrations moyennes (écart-type et étendue) de mercure total dans le sang et les plumes de plongeons huards adultes et jeunes et dans les œufs au Québec de 1997 à 2001 ..... 17

Tableau 4. Concentrations de métaux (mg/kg poids sec) dans les tissus de Plongeon huard ..... 19

Tableau 5. Concentrations de mercure dans les poissons de 10-20 cm récoltés aux lacs où des huards ont été capturés (mg/kg p.f.) ..... 21

Tableau 6. Mesures cliniques sanguines et concentrations d'hormones, de rétinoïdes, de cholinestérase et d'isotopes stables dans le plasma des huards ..... 24

Tableau 7. Comparaison de la productivité et des biomarqueurs dans le plasma des huards adultes des lacs témoins et contaminés (Hg > 2,0 mg/kg) ..... 25

Tableau 8. Corrélations de Spearman ($p < 0,05$) entre les concentrations de mercure dans les huards et les variables morphométriques et physicochimiques des lacs (n=24 lacs) ..... 28

Tableau 9. Corrélations de Spearman ($p < 0,05$) entre les concentrations de mercure dans les huards et les biomarqueurs (n=84) ..... 30

Tableau 10. Corrélations de Spearman ($p < 0,05$) entre les concentrations de mercure dans les huards mâles et femelles et les biomarqueurs ..... 31

Tableau 11. Corrélations de Spearman ($p < 0,05$) entre les concentrations de mercure dans les huards et les biomarqueurs, pour 24 lacs (n=24) ..... 34

Table 12. Catégories de risque de toxicité du mercure chez le Plongeon huard ..... 40

## LISTE DES FIGURES

Figure 1. Localisation des sites d'étude et de capture du Plongeon huard de 1997 à 2001 au Québec ..... 6

Figure 2. Concentrations de mercure dans les œufs de plongeon huard récoltés sur les lacs du Québec ..... 17

Figure 3. Concentrations de mercure dans le sang (A) et les plumes (B) des mâles, des femelles et des jeunes plongeon huard récoltés sur 24 lacs du Québec ..... 18

Figure 4. Concentrations de mercure dans les poissons (10-20 cm) récoltés dans 23 lacs du Québec 22

Figure 5. Relations entre les concentrations de mercure dans les poissons et (A) le sang des huards et (B) les œufs ..... 29

Figure 6. Relations entre la productivité et A) les concentrations de mercure dans les poissons, et B) les concentrations de mercure dans le sang des huards mâles et femelles ..... 32

Figure 7. Relations entre les concentrations de mercure dans le sang des huards et la cholinestérase ..... 33

Figure 8. Relations entre les concentrations de mercure dans le sang des huards et la corticostérone. A : histogramme; B : régression polynomiale ..... 33

Figure 9. Relation entre la productivité (nombre de jeunes) des huards et les concentrations d'estrogène dans le plasma des huards adultes de douze lacs ..... 35

Figure 10. Dispersion des lacs sur les deux premiers axes d'une analyse en composantes principales (B) en fonction des variables du graphique A ..... 37

Figure 11. Dispersion des huards sur les deux premiers axes d'une analyse en composantes principales (B) en fonction des variables du graphique A ..... 38

Figure 12. Huards et poissons excédant les niveaux de risque élevé et très élevé de mercure dans le sang, les plumes, les œufs et les poissons ..... 40

## LISTE DES ANNEXES

Annexe 1. Données morphométriques et physicochimiques des lacs échantillonnés et suivis

Annexe 2. Nombre de jeunes par année

Annexe 3. Liste des huards capturés et bagués, numéros de bague, poids, sexe, concentrations de mercure dans le sang et les plumes et notes

Annexe 4. Concentrations de mercure dans les poissons capturés dans les lacs du Québec

Annexe 5. Noms latins des espèces de poisson

## REMERCIEMENTS

Cette étude n'aurait pas pu être réalisée sans le support du Parc national de la Mauricie. Nous tenons à les remercier pour leur immense collaboration, particulièrement Albert van Dyke, qui nous a permis d'effectuer une grande partie de l'étude dans le parc et Michel Plante, qui a été d'une grande aide pour l'échantillonnage des poissons et a fourni de nombreux conseils.

Cette étude a été réalisée grâce au support de l'équipe de Biodiversity Research Institue (BRI), qui a mis la méthode de capture des huards au point, débuté les études sur les effets du mercure chez le plongeon huard dans plusieurs régions d'Amérique du Nord et a effectué les captures au Québec avec nous. Nous remercions chaleureusement David Evers, Oksana Lane, Pete Reaman, Joe Kaplan, James Paruk, Keren Tischler, Lucas Savoy et David Yates.

De nombreux autres groupes et personnes ont fourni une aide appréciée à différentes étapes de cette étude. Le Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec a fourni des données qui ont contribué à la sélection des lacs étudiés. Le Club de Chasse et Pêche de Gatineau a permis la capture des spécimens dans cette région et accepté de partager ses données pour cette étude. Les réserves fauniques de Portneuf, Mastigouche, du Saint-Maurice et le Parc du Mont-Tremblant nous ont donné accès à leurs territoires pour effectuer les captures et le suivi des huards, de même que l'APEL du Lac Saint-Charles et plusieurs propriétaires riverains. Merci à José Gagnon, Louisette Julien et John et Beverley Lough. Le Parc des Grands Jardins et le Parc de la Gatineau nous ont aussi donné accès à leurs territoires pour effectuer le suivi des huards. Nous remercions Caroline Pagé, Jonathan Blais, Marie-Noëlle Chouinard, Patrick Labonté et Stéphane Légaré pour leur participation au travail de terrain. Études d'Oiseaux Canada nous a permis d'utiliser les données de l'Inventaire canadien des plongeons huards. Suzanne Couture, du Centre Saint-Laurent, a effectué les prélèvements d'échantillons d'eau analysés au Centre Saint-Laurent et nous a autorisés à utiliser les données du réseau TADPA. Une pensée toute spéciale va à Jacques Leclerc, qui nous avait initiés à diverses techniques de pêche à l'été 2000.

Le Animal Health Diagnostic Laboratory de l'Université d'État du Michigan a analysé le mercure dans les échantillons de 1997 tandis que l'Université de Pennsylvanie a analysé ceux de 1998 à 2001.

L'École de médecine vétérinaire de l'Université Tufts (TUSVM) a fourni des données de physiologie du sang. Michael Romero, du département de Biologie de l'Université Tufts, MA, a effectué les analyses de corticostérone, estrogène et testostérone dans le plasma des huards. La Faculté de médecine vétérinaire de l'Université de Montréal a fourni des carcasses de huards pour analyses de même que les rapports de nécropsies. Le personnel des laboratoires du Centre National de Recherche Faunique a préparé et analysé de nombreux échantillons. Nous remercions Masresha Asrat, Della Bond, France Maisonneuve, Rosalyn McNeil, Ewa Neugebauer, Guy Savard, Karen Timm, Suzanne Trudeau et Bryan Wakeford. Quelques données de mercure dans les œufs et de métaux dans les carcasses de huards ont été fournies par Tony Scheuhammer. Neil Burgess a fourni de nombreux conseils tout au long de cette étude et nous tenons à le remercier. Michel Melançon a effectué la carte de localisation. François Fournier et Stéphane Légaré ont fourni des commentaires sur une version préliminaire de ce rapport.

Enfin, nous tenons à remercier tous les participants à l'Inventaire canadien des plongeons huards.

Cette étude a été réalisée grâce au support financier du Service canadien de la Faune et du Programme de recherche sur les pluies acides d'Environnement Canada.

# 1 INTRODUCTION

Plusieurs études récentes indiquent une augmentation des concentrations en mercure dans l'environnement ainsi que son accumulation dans les chaînes trophiques aquatiques (Fitzgerald *et al.* 1998, Scheuhammer et Graham 1999). Des analyses de carottes de sédiments indiquent que les taux actuels de déposition du mercure sont plus élevés que durant la période pré-industrielle (Kamman et Engstrom 2002, Lucotte *et al.* 1995). Les études comparant les concentrations de mercure dans les poissons avec les taux de déposition atmosphérique ont trouvé que ces sources sont responsables de la majorité de l'apport en mercure dans les écosystèmes aquatiques (Fitzgerald 1995, Lucotte *et al.* 1995, Rudd 1995). Les concentrations de mercure dans les poissons dans plusieurs régions de l'est de l'Amérique du Nord, y compris au Québec, sont suffisamment élevées pour affecter le succès de reproduction et la santé d'oiseaux et de mammifères piscivores. Il a été démontré que des niveaux élevés de méthyl-mercure (MeHg) peuvent affecter le comportement, la reproduction et la survie de la faune (Eisler 1987, Thompson 1996, Wiener et Spry 1996). Ils sont aussi reliés à des problèmes neurologiques, immunitaires et génétiques (Wolfe *et al.* 1998) et peuvent perturber les fonctions biochimiques du cortisol chez les poissons (Friedmann *et al.* 1996) et de la cholinestérase chez la caille (Dieter 1974).

L'acidité des lacs de la région du Bouclier précambrien favorise la transformation du mercure inorganique en mercure organique (méthyl-mercure) par les micro-organismes, ce qui rend alors le composé assimilable et bioaccumulable par les animaux. Malgré les efforts déployés depuis 20 ans, les précipitations acides constituent encore aujourd'hui une grave menace pour la faune de l'est du Canada dont la survie dépend des écosystèmes aquatiques (Doka *et al.* 2003). Bien que la déposition de sulfates ait grandement diminuée depuis 1990, les niveaux actuels de déposition sont encore au-dessus de la charge critique dans les régions sensibles de l'est du Canada et du sud-ouest du Québec (Jeffries *et al.* 2003). Les estimations faites sur la base des réductions de précipitations acides actuelles prévoient que les populations animales de plusieurs milliers de lacs du sud du Québec continueront à être affectées, et que leur récupération sera plus lente que prévu (Doka *et al.* 2003, Jeffries *et al.* 2003). Les organismes situés au sommet de la chaîne trophique peuvent être affectés par la mobilisation accrue des métaux traces provoquée par l'acidité et leur accumulation dans les poissons, en plus d'être affectés par les changements écologiques résultant de l'acidité

(Scheuhammer 1991, Wiener et Spry 1996). Les oiseaux et mammifères piscivores des régions à forte déposition acide peuvent présenter des niveaux élevés de mercure et des problèmes de survie et de reproduction reliés à sa toxicité.

Le Plongeon Huard (*Gavia immer*) est un bon indicateur de la présence de mercure dans l'environnement de même que de la récupération des écosystèmes aquatiques suite à leur acidification (Barr 1986, Burgess *et al.* 1998a, 1998b, Evers *et al.* 1998, 2003, Meyer *et al.* 1995) à cause de sa grande longévité, sa diète piscivore et sa fidélité au site de nidification année après année dans les écosystèmes lacustres nord-américains. Bien qu'il existe des évidences reliant l'acidité des lacs, le contenu en mercure des poissons et les concentrations de mercure dans le sang des huards à des niveaux préoccupants pour leur succès de reproduction (Barr 1986, Scheuhammer et Blancher 1994, Burgess *et al.* 1998a, 1998b, Evers *et al.* 1998, Meyer *et al.* 1995 et 1998, Scheuhammer *et al.* 1998), aucune étude n'avait encore évalué ce phénomène au Québec.

Une étude sur les effets du mercure sur le Plongeon huard a débuté en 1997 au Québec. Les objectifs de cette étude étaient de déterminer la contamination en mercure du Plongeon Huard dans les régions affectées par les précipitations acides et de déterminer si ces oiseaux étaient exposés à des concentrations de mercure dans les poissons assez fortes pour avoir des conséquences sur leur reproduction, leur santé ou leur survie. Cette étude s'inscrit dans un programme de suivi des huards à travers l'Amérique du Nord (*North American Biomonitoring Program*) visant à récolter et disséminer l'information sur la contamination en mercure et permettre la comparaison des résultats entre les régions. Pour ce faire, des inventaires de lacs abritant des huards ont été effectués pour déterminer leur succès de reproduction et des huards ont été capturés pour déterminer leur teneur en mercure. Un article portant sur les concentrations de mercure dans le sang, les plumes et les œufs de huard de même que dans les poissons proie et leurs effets potentiels chez le huard a été publié récemment (Champoux *et al.* 2006). Le présent rapport présente les résultats de cette étude et examine les relations entre la contamination en mercure, le succès de reproduction, les mesures biologiques et les caractéristiques des lacs.

# 2 MÉTHODES

## 2.1 INVENTAIRE ET ÉCHANTILLONNAGE

### 2.1.1 Sélection des lacs

Depuis 1997, des efforts ont été consacrés dans le but de récolter des informations en provenance de différentes sources sur le succès de reproduction des huards sur les lacs du Québec. Les lacs ont été sélectionnés sur la base de l'information disponible sur la présence et la productivité de huards. La principale source d'information est le Programme de suivi des lacs de huards du Canada (Canadian Lakes Loon Survey) coordonné par Études d'oiseaux Canada (McNicol *et al.* 1995). Cependant, bien que ce programme existe depuis de nombreuses années en Ontario, son départ au Québec est plus récent et des données fiables sont disponibles sur un plus petit nombre de lacs et depuis quelques années seulement. Le parc national de la Mauricie (PNLM) possède également un programme de suivi de la reproduction du huard sur ses lacs depuis près de 20 ans, qui fournit des données très fiables et intéressantes sur son succès de reproduction (Kerekes et Masse 2000). Étant donné les efforts en temps et en ressources nécessaires à la récolte de ces informations, nous n'avons été en mesure de suivre qu'un petit nombre de lacs directement. Certains lacs proviennent du réseau TADPA (Transport À Distance des Polluants Atmosphériques) d'Environnement Canada, d'autres sont issus des programmes de suivi des poissons du Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP, D. Laliberté, communication personnelle). Des bénévoles ont été contactés pour faire le suivi de certains lacs. En plus du Parc de la Mauricie, les sites retenus incluent les réserves fauniques de Portneuf, Mastigouche et du Saint-Maurice, le Parc des Grands Jardins et le Parc du Mont-Tremblant. La plupart sont des lacs de récréation situés sur le Bouclier précambrien et éloignés des sources d'émissions de mercure et avec très peu d'apports anthropiques, tandis que quelques-uns sont des lacs de villégiature plus ou moins entourés de chalets. Le premier critère de sélection des lacs étant la présence de couples reproducteurs, il n'y a pas eu de réel effort de sélection en fonction du pH ou de la superficie des lacs.

### 2.1.2 Inventaire des huards

En plus des données obtenues auprès d'Études d'oiseaux Canada, du PNLM et de quelques bénévoles, un inventaire des huards a été fait sur les autres lacs sélectionnés. Dans la mesure du possible, chaque plan d'eau a été visité à trois reprises durant la saison estivale, soit en juin pour vérifier la présence d'adultes, en juillet pour vérifier la présence de jeunes et en août pour vérifier si les jeunes ont survécu jusqu'à la période pré-envol. La mesure de succès de reproduction utilisée est le nombre de jeunes d'au moins six semaines produits par couple. Idéalement, seuls les lacs ayant été suivi pendant un minimum de cinq ans sont retenus pour calculer le succès de reproduction moyen. Dans les faits, les informations sur le succès de reproduction étant difficiles à obtenir, certains lacs ont été retenus avec seulement trois années de données.

### 2.1.3 Capture de huards et prélèvements biologiques

Quatre saisons de capture de huards ont été effectuées en 1997, 1998, 1999 et 2001 sur une sélection de lacs parmi ceux inventoriés. En tout, 24 lacs ont été échantillonnés et incluent des lacs du Parc national de la Mauricie, des réserves fauniques de Portneuf, Mastigouche et du Saint-Maurice et le Parc du Mont Tremblant, de même que quelques lacs situés en territoire libre (Figure 1). Pour permettre la capture, les lacs sélectionnés pour l'échantillonnage devaient abriter des couples avec des jeunes, car la capture d'adultes non accompagnés de jeunes est plus difficile. La capture des oiseaux a été effectuée à partir de petits bateaux à moteurs ou de canots selon une technique nocturne de capture développée par le BioDiversity Research Institute (Evers 2001, Lane et Evers 2003). Les oiseaux ont été localisés à l'aide d'enregistrements de cris de huards et d'une puissante lampe (1 million de chandelles) puis capturés à l'aide d'un filet à long manche, immobilisés et ramenés sur la rive où les informations et les échantillons ont été récoltés. Les rémiges secondaires de chaque aile ont été recueillies sur les oiseaux adultes en coupant au calamus (sous la base des barbes). Les échantillons de sang ont été recueillis à partir de la veine métatarsale médiane, à l'aide d'aiguilles à papillon de calibre 20-25 munies d'un adapteur Luer pour échantillon multiple, dans des Vacutainers® 7 cc contenant de la poudre d'héparine de sodium (bouchon vert), des Vacutainers® 5 cc contenant du calcium EDTA (bouchon violet) et des Vacutainers® 5 cc sans additifs (bouchon rouge). Les échantillons de sang et de plumes ont ensuite été subdivisés entre le Service Canadien de la Faune et BioDiversity Research Institute de façon à réaliser une analyse

comparative de la teneur en mercure. En raison des limitations de terrain, de la formaline 10% a été ajouté comme préservatif aux échantillons de sang selon le protocole décrit par le U.S. Fish and Wildlife Service (USFWS; 0,05 cc de formaline : 1 cc de sang) (Stafford et Stickel 1981, Wiemeyer *et al.* 1984). Des échantillons de sang ont également été recueillis afin d'effectuer des analyses immunologiques, génétiques et divers biomarqueurs d'exposition au mercure. Des tubes capillaires ont été remplis et centrifugés (cinq min. à 7000 rpm) pour mesurer l'hématocrite. Lorsque la quantité de sang recueillie le permettait, un tube de 5 ml a été centrifugé (cinq min. à 5000 rpm) et des aliquotes de 1 ml de plasma ont été placés dans l'azote liquide pour les analyses biochimiques. Les oiseaux ont ensuite été bagués avec une bague unique en aluminium du USFWS et 1-3 bagues colorées collées avec un adhésif à base d'acétone. Finalement, chacun des individus a été pesé et son bec mesuré avant d'être relâché, indemne, dans son territoire respectif. Les groupes familiaux ont été suivis pour s'assurer que les adultes et les juvéniles se regroupaient suite à la capture. Des œufs non éclos provenant de tentatives de nidification ratées ont été récoltés de manière opportuniste pour analyses.

### 2.1.4 Échantillonnage de poissons

Des données sur la contamination en mercure des poissons de tailles consommés par les huards ont été récoltées de façon à mettre en parallèle la contamination en mercure des huards avec celle des proies. Des nasses appâtées ont été installées durant environ 24 heures dans les lacs de façon à capturer quelques individus des espèces les plus abondantes et de la gamme de taille des proies des huards (environ 10-20 cm; Barr 1996). Dans certains cas, un filet de type seine a été utilisé comme méthode d'échantillonnage. Un filet maillant a aussi été utilisé, de même que la pêche à la ligne, lorsque les autres techniques s'avéraient inefficaces. Les poissons ont été identifiés à l'aide de Bernatchez et Giroux (1991). Ils ont été sacrifiés par quelques petits coups sur la tête, conservés dans des sacs whirl pak, placés sur glace et congelés le plus rapidement possible. Ils ont ensuite été dégelés, pesés et mesurés (longueur totale) puis regroupés en échantillons composites de trois à cinq individus de même classe de taille et même espèce avant leur expédition au laboratoire. Le poids moyen et la longueur moyenne des poissons de chaque échantillon composite ont été standardisés afin de pouvoir comparer les concentrations de mercure sur la base de poids corrigés. Les formules utilisées sont fournies à l'annexe 4.

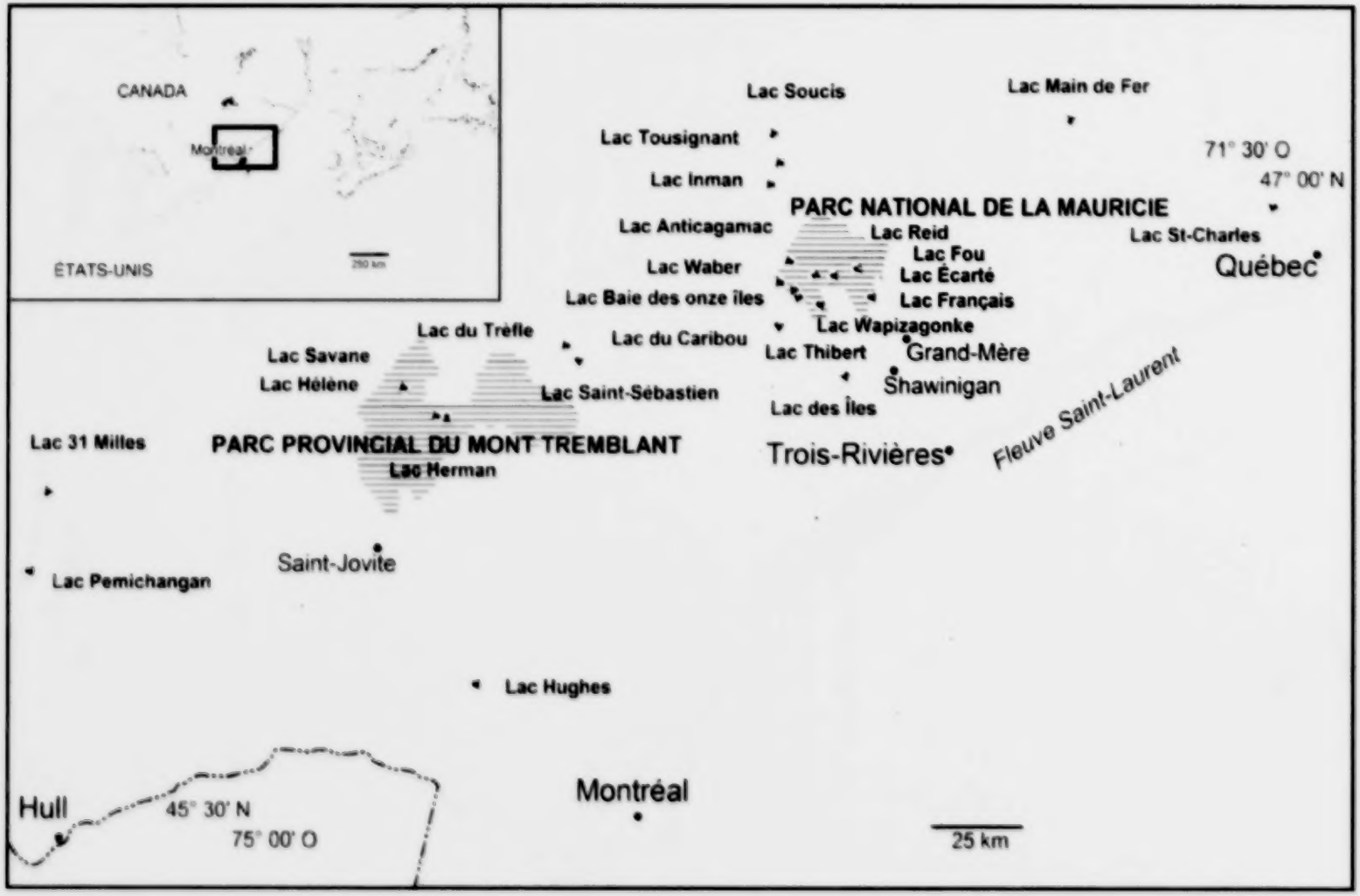



Figure 1 Localisation des sites d'étude et de capture du Plongeon huard de 1997 à 2001 au Québec

## 2.2 ANALYSES CHIMIQUES

### 2.2.1 Analyses physicochimiques

Des données physicochimiques étaient disponibles pour les lacs du parc de la Mauricie (Masson *et al.* 2001), les lacs du réseau TADPA (S. Couture, comm. pers.) et quelques autres. A chaque lac et à chaque visite, un échantillon intégré d'eau (généralement de 1 à 5 m de profondeur) a été récolté au centre du lac à l'aide d'un échantillonneur Kemerrer. Le pH de cet échantillon a été mesuré sur le terrain à l'aide d'un pH-mètre portatif Oakton. La clarté de l'eau a été mesurée au même endroit à l'aide d'un disque de Secchi. Au printemps 2004, des échantillons d'eau ont été récoltés sur certains lacs par l'équipe du réseau TADPA et des analyses plus complètes ont été effectuées au laboratoire du Centre Saint-Laurent. Les méthodes sont décrites dans Houle *et al.* (2004).

### 2.2.2 Analyses de mercure

Une plume de chacun des adultes et un échantillon de sang de chacun des oiseaux ont été analysés pour le mercure par le Animal Health Diagnostic Laboratory de la Michigan State University en 1997 et par l'University of Pennsylvania en 1998, 1999 et 2001 en suivant un protocole identique. Les plumes ont été coupées (le calamus éliminé) et lavées trois fois dans l'acétone gradée pour chromatographie (Burdick et Jackson, Muskegon, MI), trois fois dans de l'eau ultra pure (Système MilliQ, Millipore Corp, Bedford, MA), une fois additionnelle dans l'acétone et ensuite séchées pour une nuit dans une hotte. Le mercure se lie fortement au lien disulfure de la kératine des plumes (Crewther *et al.* 1965) et n'est pas dérangé par les épisodes de lavage successifs ou par de précédentes expositions environnementales (Goede et de Bruin 1984). Une aliquote de 0,25-0,50 g de chacune des plumes a été digérée pour une nuit à 90°C avec 2 ml de $HNO_3$ concentré (gradée pour analyse-Instra, J.T. Baker Inc., Phillipsburg, NJ) puis transférée dans un flacon volumétrique de 10 ml, mélangé avec 10 µg d'yttrium (Standard Analytique de JMC Specpure ICP/DCP, Johnson-Matthey/Aesar, Ward Hill, MA), un standard interne, et dilué au volume. Les échantillons ont d'abord été analysés par spectroscopie à émission au plasma (ICP) (Polyscan 61E, Thermo Jarrell-Ash Corp, Franklin, MA). Une aliquote de l'échantillon a par la suite été recueillie du flacon volumétrique de 10 ml et diluée 1000 fois pour l'analyse du Hg par spectroscopie à absorption atomique à vapeur

froide (LCD mercury Monitor 3200, Thermo Separation Products, Riviera Beach, FL). Une aliquote de 100 mg de chacun des échantillons de sang homogénéisés a été digérée dans 2 ml de $HNO_3$ dans un contenant hermétique de 15 ml en Teflon pour une nuit à 90°C. Les produits de la digestion ont par la suite été transférés dans des flacons volumétriques de 25 ml (juvéniles) ou 100 ml (adultes), dilués au volume avec de l'eau ultra pure et analysés par spectroscopie à absorption atomique à vapeur froide tel que décrit plus haut. Le contrôle de la qualité s'est fait par l'analyse de blancs de méthode (en triplicata), d'échantillons certifiés de tissus d'huître SRM 1566a du NIST certifié à 0,0642 ± 0,0067 µg/g (National Institute of Standards and Technology, Gaithersburg, MD) et d'hépatopancréas de homard Tort 2 du CNR certifié à 0,27 ± 0,06 µg/g (Conseil National de la Recherche du Canada, Ottawa, Canada).

Le Centre National de Recherche Faunique (CNRF, Ottawa, Canada) a également réalisé les analyses de plumes et de sang des adultes de façon à faire une analyse comparative des concentrations en mercure. La méthode utilisée est décrite dans le Manuel du Service de Laboratoire sous les codes MET-CHEM-AA-03D et MET-CHEM-AA-03E (Neugebauer *et al.* 2000). Le CNRF a aussi effectué les analyses des œufs, des tissus (cerveau, foie et reins) de huards décédés et des poissons à l'aide des mêmes méthodes. Pour l'analyse des plumes, les échantillons ont été lavés (Triton X-100, acétone et eau déionisée), séchés dans la station à air propre, coupés, digérés puis dilués pour ensuite être chauffés (non hermétiquement fermé) à 70°C pour 1 heure. Après refroidissement, 1 ml de $H_2SO_4$ (95-97%) et 0,5 ml de HCl (37%) ont été ajoutés pour encore être chauffés pendant 2 heures à 70°C. Après refroidissement, le volume a été complété à 10 ml avec du $K_2Cr_2O_7$ 2mM dans 3% HCl. Le volume a ensuite été complété à 20 ml avec 9,9 ml de HCl 1,5% et 100 : 1 octanol. La concentration en Hg a été déterminée par technique à la vapeur froide (3030-AAS, Perkin-Elmer), équipé d'un générateur hybride VGA-76 (Varian) et d'un autoéchantillonneur PSC-55 (Varian). Les échantillons de sang entier ont été mesurés (0,5 ml) dans des tubes de test en verre tarés et le poids sec a été noté. Les poissons entiers, les œufs et les autres tissus ont été pesés dans des tubes lavés à l'acide et pré-pesés, puis séchés à froid pour obtenir le poids sec (± 0,1 g poids sec). Les échantillons de sang et des autres tissus ont ensuite été digérés et la détermination de la concentration en mercure réalisée par technique à la vapeur froide selon la même méthode que pour les plumes. A partir de 2001, le mercure total dans le sang et les autres tissus a été déterminé sans digestion acide à l'aide d'un AMA-254 (Advanced mercury analyser, ALTEC, Czech Republic) qui emploie une combustion

directe de l'échantillon dans un four à décomposition oxygéné, et les plumes ont été digérées et analysées également à l'aide du AMA-254. Les résultats des tests de qualité effectués sur les matériaux de référence ainsi que des tests de comparaison inter-laboratoires de l'ACIA (Agence canadienne d'inspection des aliments) ont fourni l'assurance que cette méthode donne des résultats précis et comparables à ceux de la méthode précédente. Le contrôle de la qualité a été réalisé en utilisant les standards de références DOLT-2 et DORM-2 du CNR certifié au Hg à 2,14 ± 0,28 et 4,64 ± 0,26 respectivement (Conseil National de la Recherche du Canada, Ottawa, Canada) ainsi que des blancs de méthode. Certains échantillons choisis au hasard ont également été analysés en duplicata. La récupération du mercure des matériaux de référence se situe à l'intérieur des limites certifiées. La récupération moyenne de 26 analyses était de 97,5 ± 8,4 (étendue de 80 à 116 %). La limite de détection des deux méthodes était de 1 ng/g.

## 2.3 ANALYSES BIOLOGIQUES

### 2.3.1 Analyses cliniques sanguines

Des analyses sanguines ont été effectuées afin de déterminer l'état de santé général des oiseaux ainsi que les effets potentiels du mercure sur le fonctionnement du système immunitaire et endocrinien des huards. Les paramètres physiologiques sanguins mesurés sont la proportion d'érythrocytes dans le sang (ou pourcentage d'hématocrites), déterminé dans les heures suivant la collecte par la méthode de microhématocrite, et les solides totaux du plasma ou protéines totales, mesurés à l'aide d'un réfractromètre.

### 2.3.2 Cholinestérases

Les cholinestérases sont des enzymes responsables de l'hydrolyse de la choline, dont l'accumulation dans les synapses du cerveau entraîne des problèmes neurologiques. Dans le cerveau des oiseaux, on retrouve principalement l'acétylcholinestérase, ou cholinestérase de type I, qui permet l'hydrolyse de l'acétylcholine, tandis que diverses enzymes se retrouvent dans le plasma sous le terme général de cholinestérases (Trudeau et Sans Cartier 2000). Les analyses de cholinestérases (ChE) ont été effectuées au laboratoire de dépistage biologique du CNRF selon la méthode MET-BMK-CHE-01F

(Trudeau et Sans Cartier 2000), sur des échantillons de 1998, 1999 et 2001. Il s'agit d'une méthode basée sur celle d'Ellman *et al.* (1961), modifiée par Hill et Fleming (1982). L'activité de la ChE a été déterminée à l'aide d'un spectrophotomètre (Hewlett Packard Diode Array, HP8452, N/S 2610A00276), à 30°C. Le changement d'absorbance a été mesuré à 405 nm pendant une minute, avec une lecture toutes les 15 secondes. Les réactivations ont été faites selon la méthode MET-BMK-CHE-03D (Trudeau et Sans Cartier 2000). Un échantillon de sérum de contrôle (Precinorm E de Boehringer Mannheim) a été analysé avec chaque série d'échantillons. Les analyses ont été faites en duplicata. Des échantillons de contrôle ayant été exposés à un composé organophosphoré et à un carbamate ont été analysés en même temps que les échantillons.

### 2.3.3 Corticostérone et hormones sexuelles

La corticostérone est sécrétée par la glande surrénale et joue un rôle important dans la régulation de plusieurs fonctions physiologiques (Lorenzen *et al.* 1999), tandis que les hormones sexuelles sont essentielles à la différentiation sexuelle (Dawson 2000). Les concentrations de corticostérone (CORT), estrogène (ESTR) et testostérone (TEST) dans le plasma ont été mesurées au département de Biologie de l'Université Tufts, MA, par une méthode de radioimmunoessai décrite dans Wingfield *et al.* (1992). Une petite quantité d'hormone titriée (NEN, nuclear, Boston, MA) a été utilisée pour déterminer la récupération durant le test. Les hormones ont d'abord été extraites avec du dichlorométhane redistillé, puis resuspendues dans un tampon phosphate. Les données des échantillons ont été obtenues en ajoutant de l'hormone titriée et l'anticorps approprié (Endocrine Sciences, Calabasas, California) à l'extrait. Les résultats ont été comparés à une courbe standard créée pour chaque test avec des concentrations connues de chaque hormone et ajustés pour tenir compte du pourcentage de récupération pour déterminer les concentrations (Homan *et al.* 2003).

### 2.3.4 Hormones thyroïdiennes

Les hormones thyroïdiennes jouent un rôle important dans le développement et la croissance (McNabb et Fox 2003). Les hormones T4 totale (TT4) et T4 libre (FT4) ont été analysées dans les échantillons de 2001 seulement, selon les méthodes MET-BMK TT4-01A et MET-BMK-FT4-01A, au laboratoire de dépistage biologique du CNRF. Les méthodes dites RIA (radioimmunoassay) ont été adaptées des protocoles du distributeur ICN et validées par le laboratoire. La radioactivité a été

mesurée avec un compteur gamma de marque Canberra-Packard, modèle E-5002, pendant une minute. Pour chaque série d'analyse, la courbe étalon a été calculée à partir de six niveaux de standards de T4 mesurés en duplicata. Deux contrôles de source commerciale ont été analysés et les résultats obtenus devaient se conformer avec les valeurs cibles fournies par le fabricant. De plus, un contrôle a été disposé à la fin de la série, pour vérifier la stabilité des mesures. Le plasma de huard a été analysé sans dilution et le volume utilisé est celui recommandé par le fabriquant ICN, à savoir 25 µl pour la T4 totale et 50 µl pour la T4 libre. Puisqu'il est fortement déconseillé d'utiliser des volumes de plasma plus élevés que celui spécifié dans les feuillets qui accompagnent les trousses RIA de ICN, la courbe des standards a été ajustée en fonction des niveaux de T4 dans le plasma des huards. L'ajustement de la courbe ne concerne que les TT4 et a été fait en diluant de 50 % le standard de niveau B (20 ng/ml) fournit dans la trousse en utilisant le standard A.

### 2.3.5 Rétinol

La vitamine A, ou rétinol, est une vitamine essentielle liposoluble nécessaire à la vision et à la reproduction (Spear et Bourbonnais 1997). Les échantillons de plasma des huards de 1998, 1999 et 2001 ont été extraits et analysés au laboratoire de dépistage biologique du CNRF selon la méthode MET-BMK-VIT-02A décrite dans Elliott *et al.* (2001), avec les modifications suivantes: L'analyse des échantillons a été effectuée à l'aide d'un chromatographe en phase liquide à haute pression (HPLC) de Varian (9010-2641, 9100-2778) équipé d'un détecteur UV/VIS (9050-0664). La colonne analytique Zorbax ODS (4.6mm id x 15 cm; numéro de série G10530) utilisée pour la séparation des composés est protégée par une colonne de garde ODS-speri-5 (4.6mm x 3cm; Brownlee lot 04H6-105). Le standard de déhydro-rétinol utilisé pour la quantification a spécialement été préparé par les laboratoires La Roche (F. Hoffman-La Roche Ltd.; Vitamines and Fine Chemicals Division-R & TD; CH-4070 Basel; numéro de référence de la synthèse du produit R04-3791). La concentration de déhydro-rétinol dans l'éthanol a été déterminée par mesure spectrophotométrique (coefficient d'absorption à 351 nm = 1460; Merk index, Ninth edition, 1976). La concentration des standards a été vérifiée de façon hebdomadaire par mesures spectrophotométriques. Lors de la manipulation des échantillons, toute source de lumière blanche (<500 nm) a été éliminée dans le laboratoire. Différents niveaux des standards de rétinol ont été inclus dans chaque séquence d'analyse comme

contrôle de qualité. Les niveaux de rétinol ont été calculés par la méthode de standard interne alors que les niveaux de 3-déhydrorétinol ont été calculés par la méthode de standard externe.

### 2.3.6 Isotopes stables

Les isotopes stables de carbone ($\delta^{13}C$ ) et d'azote ($\delta^{15}N$) ont été mesurés dans le plasma des huards afin de documenter leur position trophique (Hebert *et al.* 1999). Les analyses de $\delta^{13}C$ et $\delta^{15}N$ ont été effectuées au laboratoire Sinlab (Université du Nouveau-Brunswick) à l'aide d'un spectromètre de masse isotope-ratio à flux continu Thermo-Finnigan Delta Plus XP et d'un analyseur élémentaire Carlo Erba NC2500. Quatre standards IAEA, trois standards élémentaires et un standard interne ont été mesurés en même temps que les échantillons. La précision des résultats est d'approximativement 0,20 ‰.

## 2.4 ANALYSES DES DONNÉES

Les résultats des analyses de mercure effectuées par les deux laboratoires étant significativement différents (test de *t* apparié, $p < 0,01$), il a été décidé de n'utiliser que les données du CNRF. Cependant, les données de quelques échantillons de sang de jeunes huards, trop petits pour être séparés, de même que les échantillons de la région de l'Outaouais (Lacs Trente-et-un-Milles et Pémichangan) proviennent des laboratoires des universités du Michigan et de Pennsylvanie.

La distribution des données a été vérifiée avant de procéder aux analyses et s'est avérée non normale pour la majorité des variables. Les concentrations de mercure de même que les variables biologiques ont été comparées entre les adultes, les jeunes, les sexes, les lacs et les régions à l'aide du test non-paramétrique de Kruskall-Wallis. La moyenne des concentrations de mercure a été utilisée pour les adultes capturées deux fois. Les concentrations moyennes des mâles, des femelles et des jeunes par lac ont été utilisées pour les comparaisons de lacs et de régions. Les corrélations de rang de Spearman ont été calculées entre les variables. Les concentrations de mercure des huards et des poissons ont subi une transformation logarithmique pour le calcul des régressions linéaires. Tous les tests statistiques ont été effectués à l'aide du logiciel JMP™ (SAS Institute 1999).

# 3 RÉSULTATS

## 3.1 MORPHOLOGIE ET PHYSICOCHIMIE DES LACS

Les lacs où des huards ont été capturés (n=24) ont une superficie moyenne de 3,9 $km^2$ et un bassin de drainage moyen de 30 $km^2$ (Tableau 1). Les lacs où la reproduction a été suivie (n=77) ont une superficie moyenne de 2,3 $km^2$ et un bassin de drainage moyen de 18 $km^2$. Les deux groupes de lacs possèdent un pH moyen légèrement acide (6,30 et 6,73 respectivement), avec des valeurs extrêmes de 4,59 à 8,28. Ils sont en moyenne assez clairs (secchi à 5,1 et 4,8m, respectivement) et ont des concentrations de carbone organique dissous moyennes de 4,5 mg/L. Les données pour chaque lac sont fournies à l'Annexe 1. Les analyses physicochimiques effectuées en 2004 permettent de caractériser davantage les 24 lacs échantillonnés. Les lacs situés dans la région de l'Outaouais, notamment les lacs Pemichangan et Trente-et-un-Milles, où des huards ont été capturés, possèdent des caractéristiques différentes des autres lacs (dont un pH moyen de 8,13), reflétant leur origine géologique plus calcaire et leur plus grande capacité tampon face aux dépositions acides.

## 3.2 INVENTAIRE DES HUARDS ET PRODUCTIVITÉ

La productivité moyenne (nombre de jeunes d'au moins six semaines produits) des lacs où des huards ont été capturés est de 0,64 jeune par couple par an et varie de 0,13 à 1,4 (Tableau 2). Lorsque plus d'un couple territorial était présent sur un lac, la moyenne du succès de tous les couples a été calculée. La productivité moyenne pour tous les lacs suivis est de 0,58 jeune par couple par an et varie de 0 à 1,67 (n=75 territoires). Les données pour tous les lacs inventoriés sont présentées à l'Annexe 2.

## 3.3 RÉSULTATS DE CAPTURE DES HUARDS

De 1997 à 2001, 85 huards (33 mâles dont quatre recaptures, 25 femelles, 27 jeunes) ont été capturés sur 24 lacs. Les mâles sont significativement plus lourds que les femelles ($p < 0,001$; Tableau 3). De ce nombre, des informations sur la mortalité ont été obtenues pour neuf huards.

Alors que quatre individus adultes ont été retrouvés morts près de leur territoire de reproduction, au Québec, quatre autres ont été retrouvés sur les côtes de la Caroline du Nord ou du Maine à la fin de l'hiver ou le début du printemps, et un autre, en provenance de l'ouest de la province, a été retrouvé en Floride. De ce nombre, un a été intoxiqué au plomb, un a été victime d'une collision et un autre de la chasse; la cause du décès des autres demeure inconnue. Les données pour chaque individu capturé sont fournies à l'Annexe 3. Les observations annuelles ont permis de confirmer la présence de quelques spécimens sur le même territoire après quelques années, mais ces confirmations sont difficiles à obtenir et n'ont pas pu être effectuées systématiquement pour tous les lacs.

Tableau 1 Morphométrie et physicochimie des lacs échantillonnés et suivis au Québec

| | Lacs échantillonnés (n=24) | | | | | Lacs suivis (n=77) | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | n | Moy | ET | Min | Max | n | Moy | ET | Min | Max |
| Superficie ($km^2$) | 24 | 4,2 | 9,8 | 0,2 | 49,7 | 76 | 2,3 | 6,1 | 0,1 | 49,7 |
| Bassin de drainage ($km^2$) | 11 | 30 | 50 | 1 | 166 | 28 | 18 | 33 | 1 | 166 |
| Bassin hydrographique ($km^2$) | 24 | 80 | 112 | 1 | 412 | 77 | 49 | 74 | 1 | 412 |
| Altitude (m) | 24 | 319 | 106 | 152 | 511 | 76 | 320 | 137 | 151 | 804 |
| Profondeur max (m) | 20 | 30 | 17 | 6 | 88 | 41 | 30 | 18 | 5 | 88 |
| Transparence (Secchi) (m) | 24 | 5,0 | 1,5 | 2,5 | 7,6 | 72 | 4,8 | 1,5 | 1,3 | 8,0 |
| COD (mg/L) | 24 | 4,5 | 1,4 | 2,8 | 7,5 | 30 | 4,5 | 1,4 | 2,5 | 8,2 |
| pH de terrain | 24 | 6,30 | 0,67 | 4,59 | 8,28 | 76 | 6,73 | 0,87 | 4,59 | 8,84 |
| pH de laboratoire | 24 | 6,71 | 0,68 | 5,07 | 8,21 | | | | | |
| Alcalinité (mg/L) | 24 | 8,99 | 16,92 | -0,19 | 65,88 | 45 | 5,7 | 12,8 | -0,19 | 65,88 |
| Calcium (mg/L) | 24 | 3,98 | 5,96 | 0,61 | 24,80 | | | | | |
| Magnésium (mg/L) | 24 | 0,71 | 0,54 | 0,19 | 2,30 | | | | | |
| Sulfates (mg/L) | 24 | 4,0 | 0,9 | 2,7 | 6,5 | | | | | |
| Nitrites-nitrates (mg/L) | 24 | 0,03 | 0,03 | -0,01 | 0,14 | | | | | |

Tableau 2 Nombre de jeunes par année pour chaque lac où des huards ont été capturés

| Lac | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | Moyenne (1997-2004) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Anticagamac | 1 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,75 |
| Baie des Onze Iles | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0,63 |
| Du Caribou | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,50 |
| du Fou (n=2)[1] | 1,5 | 0 | 1 | 0 | 0,5 | 0 | 0 | 0 | 0,38 |
| Écarté | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0,38 |
| Français | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,13 |
| Hélène | | | 2 | 0 | | 0 | 1 | 0 | 0,60 |
| Herman | | | 1 | | | 0 | 0 | 0 | 0,25 |
| Hughes | 0 | 2 | | 1 | 2 | 2 | 0 | | 1,17 |
| Des Iles (Mauricie) | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,63 |
| Inman | | 0 | | | | 0 | 0 | 2 | 0,50 |
| Main de Fer | | | | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0,60 |
| Pemichangan[2] | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0,43 |
| Reid | 2 | 2 | 1 | 2 | 2 | 0 | 2 | 0 | 1,38 |
| de la Savane (n=2) | | | | | | 2 | 0 | 0,5 | 0,83 |
| Soucis | | 1 | 1 | | | 0 | 0 | 0 | 0,40 |
| St-Charles (n=2) | 1 | | | | 2 | 0 | 0,5 | 0 | 0,65 |
| St-Sébastien | 2 | 0 | 2 | 2 | | 1 | | | 1,40 |
| Thibert | | | | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0,60 |
| Tousignant | | 1 | 1 | | | 0 | 0 | 0,33 | 0,47 |
| Du Trèfle (n=2) | 0 | 1 | 1,5 | 0 | 1 | 0 | 0 | | 0,50 |
| des Trente et un milles[2] | 0,33 | 1,33 | 0,72 | 0,44 | 0,38 | 0,56 | | | 0,63 |
| Waber | 1 | 0 | 1 | 1 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1,00 |
| Wapizagonke (n=3) | 0 | 0,66 | 0,66 | 0,66 | 1 | 0,66 | 0,33 | 1,33 | 0,66 |
| Moyenne ± écart-type | | | | | | | | | 0,64 ±0,30 |

1 : nombre de territoires sur le lac si différent de 1.

2 : plusieurs territoires, variable d'année en année.

## 3.4 CONCENTRATIONS DE MERCURE CHEZ LE HUARD

La concentration moyenne de mercure dans 14 œufs provenant de neuf lacs du Québec est de 0,74 mg/kg poids frais (Tableau 3; Figure 2).

Les concentrations de mercure dans le sang et les plumes des huards adultes et des jeunes apparaissent au Tableau 3 et à la Figure 3. Les données pour chaque individu capturé sont présentées à l'Annexe 3. Les mâles adultes montrent des concentrations de mercure dans les plumes significativement plus élevées que les femelles ($p < 0,0001$). Les jeunes présentent des concentrations de mercure dans le sang significativement plus faibles que les mâles ($p < 0,0001$) et

les femelles ($p < 0,0001$). Une différence significative apparaît aussi entre les régions, les huards de l'ouest du Québec (région de l'Outaouais, lacs Trente-et-un-Milles et Pémichangan) montrant des niveaux de mercure plus faibles que ceux de l'est du Québec (tous les autres), tant dans le sang (mâles $p < 0,001$; femelles $p < 0,001$) que dans les plumes (mâles $p < 0,01$; femelles $p < 0,04$). Cette différence n'est pas reliée à une différence de poids, les mâles et les femelles des deux régions n'étant pas de poids différents ($p = 0,32$). Elle n'est pas due non plus à des différences analytiques, la différence entre les régions étant plus importante que celle entre les deux laboratoires.

Au Lac des Îles, en Mauricie, les concentrations de mercure dans le sang des adultes et des jeunes étaient le double de celles mesurées aux autres lacs. Le seul jeune pour lequel le mercure a pu être mesuré dans les plumes provient de ce lac et montre un niveau élevé pour un jeune de l'année malgré son poids élevé (plumes : 25,7 mg/kg; sang : 1,80 mg/kg; poids : 3700 g). La concentration dans les plumes de ce jeune est la plus élevée mesurée chez un jeune à travers l'Amérique du Nord. Un mâle capturé deux fois au Lac Caribou, au parc de la Mauricie, avait une concentration en mercure dans les plumes plus de deux fois plus élevée qu'aucun autre huard dans cette étude (54,9 et 83,04 mg/kg; moyenne 68,97 mg/kg) et la plus forte concentration en mercure dans les plumes mesurée chez un huard en Amérique de Nord.

Les tissus de carcasses de huards ont été analysés afin de déterminer si la contamination peut être un facteur de mortalité. Le Tableau 4 fournit les concentrations de mercure, de sélénium et de plomb dans les carcasses de cinq spécimens, dont celui du Lac Caribou trouvé blessé durant notre échantillonnage. Les autres oiseaux proviennent de différentes sources et ont été acheminés au Service Canadien de la Faune ou à la Faculté de médecine vétérinaire de l'Université de Montréal. L'examen vétérinaire a confirmé que les huards des lacs Caribou et Dasserat contenaient des agrès de pêche et sont vraisemblablement décédés d'une intoxication au plomb, ce qui est également démontré par les concentrations de plomb du foie et des reins. Celui de Sept-Iles a été abattu tandis que la cause du décès de ceux des lacs Rhéaume et Louisa demeure inconnue. Les pourcentages moyens de méthyl-mercure/mercure total dans le foie et les reins sont de 28 % et 32 %, respectivement, mais présentent une large étendue (de 12 à 63 % dans le foie et de 19 à 62 % dans les reins) et diminuent avec l'augmentation des concentrations de mercure total, tandis que le pourcentage de méthyl-mercure du cerveau est toujours 100 %.

Tableau 3 Poids moyens et concentrations moyennes (écart-type et étendue) de mercure total dans le sang et les plumes de plongeons huards adultes et jeunes et dans les oeufs au Québec de 1997 à 2001

| | N | Poids (g) | Sang Hg (mg/kg poids frais) | Plumes Hg (mg/kg poids sec) | Oeufs (mg/kg poids frais) |
|---|---|---|---|---|---|
| Oeufs | 9 lacs (14 oeufs) | | | | 0,74 (0,35) 0,42-1,55 |
| Mâles | 33 | 4906 (482) 4000-5750 | 2,60 (2,20) 0,32-11,19 | 17,59 (14,88) 5,00-83,04 | |
| Ouest | 10 | | 0,69 (0,29) | 9,86 (3,37) | |
| Est | 23 | | 3,43 (2,16) | 20,81 (16,63) | |
| Femelles | 25 | 3790 (438) 2650-4700 | 1,73 (1,91) 0,17-8,29 | 8,87 (4,06) 3,30-20,86 | |
| Ouest | 8 | | 0,51 (0,23) | 6,21 (2,34) | |
| Est | 17 | | 2,31 (2,09) | 10,04 (4,16) | |
| Jeunes | 27 | 1779 (810) 400-3700 | 0,35 (0,37) <0,0125-1,80 | 26,68 (n=1) | |
| Ouest | 1 | | 0,01 | - | |
| Est | 26 | | 0,36 (0,37) | 26,68 (n=1) | |

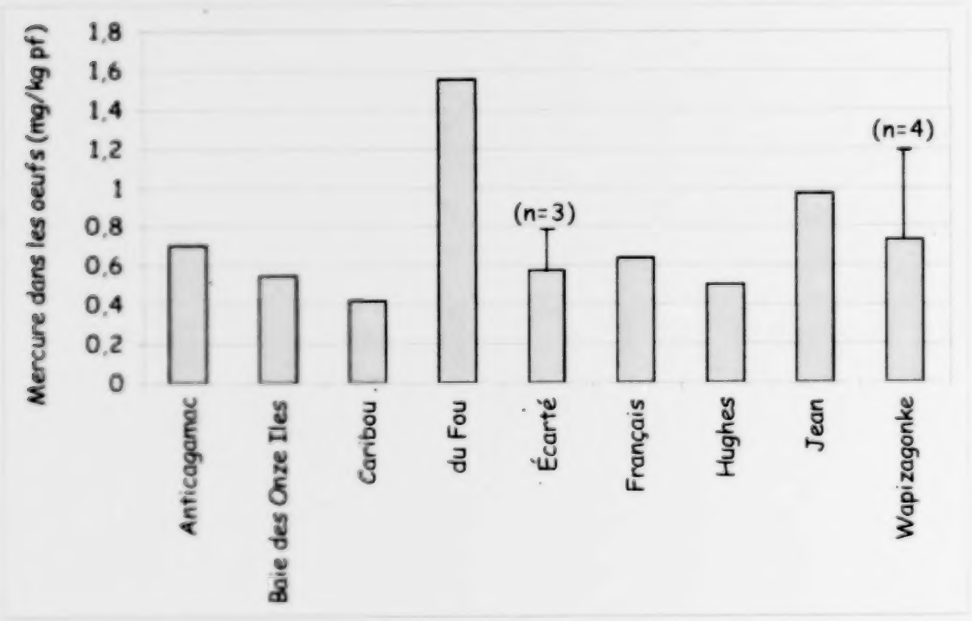
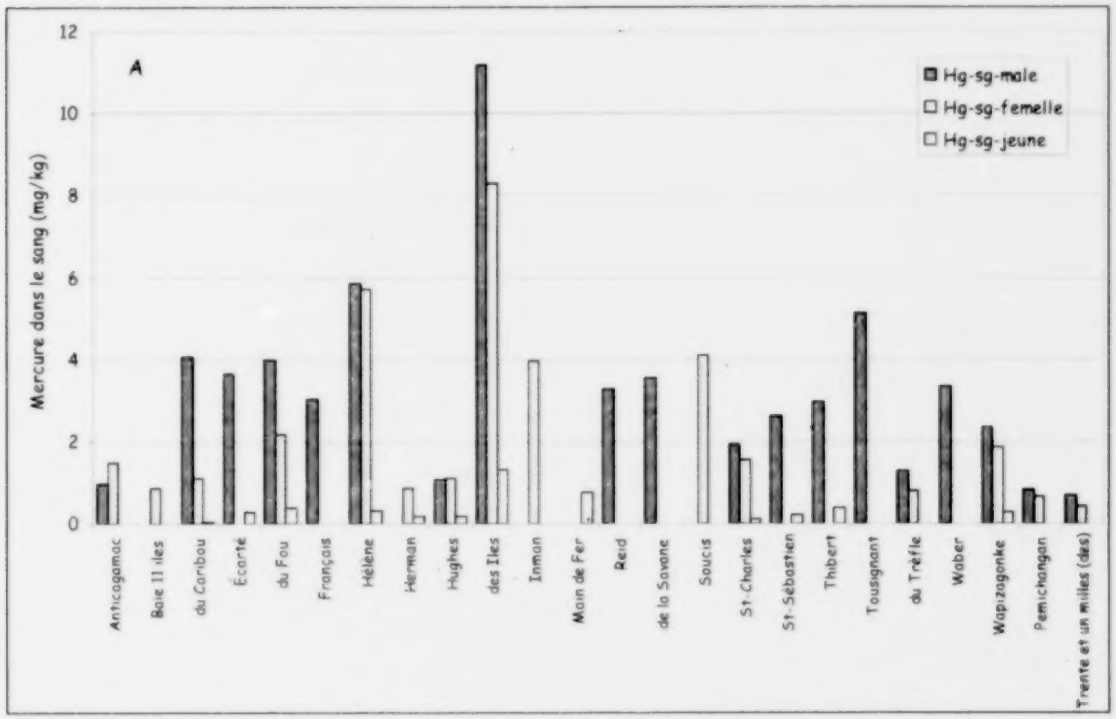


Figure 2 Concentrations de mercure dans les œufs de plongeon huard récoltés sur les lacs du Québec



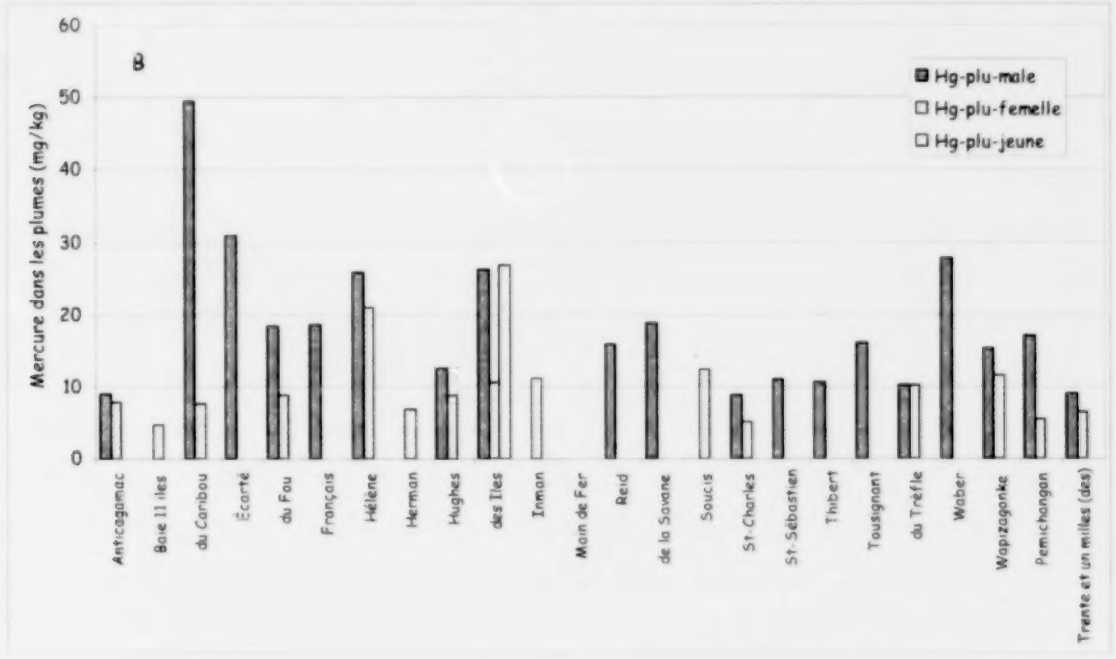



Figure 3 Concentrations de mercure dans le sang (A) et les plumes (B) des mâles, des femelles et des jeunes plongeon huard récoltés sur 24 lacs du Québec

Tableau 4 Concentrations de métaux (mg/kg poids sec) dans les tissus de Plongeon huard

| Provenance | Année | Sexe et âge | Tissu | Hg total | Méthyl-Hg mg/kg (%) | Se | Pb |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Lac Caribou | 1998 | F adulte | Foie | 92,0 | 12,8 (13,9) | 53,7 | 212,8 |
| (Parc National | | | Rein | 48,0 | 10,4 (21,7) | 48,5 | 938,4 |
| de la Mauricie) | | | Cerveau | 2,6 | 2,6 (100) | 3,9 | 8,8 |
| | | | Plumes | 10,3 | | | |
| Lac Dasserat | 1998 | F adulte | Foie | 22,1 | 13,9 (63,0) | 37,6 | 56,6 |
| (Abitibi) | | | Rein | 22,4 | 7,3 (32,7) | 18,2 | 263,8 |
| | | | Cerveau | 2,8 | 2,8 (100) | 2,0 | 2,7 |
| | | | Plumes | 7,9 | | | |
| Lac Louisa | 1998 | F immature | Foie | 61,5 | 7,4 (12,1) | 26,1 | 0,1 |
| (Laurentides) | | | Rein | 39,7 | 7,6 (19,1) | 32,0 | <0,1 |
| | | | Cerveau | 3,7 | 3,8 (100) | 2,6 | <ld |
| | | | Plumes | 13,0 | | | |
| Lac Rhéaume | 1993 | F juvénile | Foie | 92,6 | 15,9 (17,3) | 32,0 | nd |
| (Outaouais) | | | Rein | 60,7 | 15,4 (25,4) | 16,3 | nd |
| | | | Plumes | 12,5 | | | |
| Sept-Iles (ville) | 1996 | F immature | Foie | 10,9 | 3,8 (35,0) | 2,3 | 0,2 |
| (route 138) | | | Rein | 4,7 | 2,9 (62,2) | 4,5 | <ld |
| | | | Cerveau | 2,0 | 2,0 (100) | 0,7 | <ld |
| | | | Plumes | 3,4 | | | |

nd : non déterminé

<ld : plus petit que la limite de détection.

## 3.5 CONCENTRATIONS DE MERCURE DANS LES POISSONS

La concentration moyenne de mercure dans les petits poissons (10-20 cm) des 23 lacs où des huards ont été capturés (aucun poisson échantillonné au Lac Trente-et-un-Milles) était de 0,15 ± 0,06 mg/kg de poids frais (Tableau 5, Figure 4), tandis que celle de l'ensemble des lacs échantillonnés était de 0,14 ± 0,07 mg/kg (n=56; Annexe 4). Les espèces les plus communes étaient la perchaude (*Perca flavescens*), le mulet à cornes (*Semotilus atromaculatus*), le crapet-soleil (*Lepomis gibbosus*) et l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*). La perchaude était l'espèce privilégiée et recherchée dans tous les plans d'eau, mais n'a été capturée que dans six des 23 lacs. Les poissons des lacs de l'Outaouais, où les concentrations de mercure dans les huards sont les plus faibles, montrent des concentrations de mercure parmi les plus faibles mais comparables à celles d'autres lacs de l'est du Québec. Ces données sont difficilement interprétables parce que des espèces différentes ont été récoltées d'un lac à l'autre.

## 3.6 COMPARAISON DES LACS CONTAMINÉS ET NON CONTAMINÉS

À l'aide des données de contamination en mercure des huards, les lacs ont été séparés en deux groupes, en fixant le seuil à 2,0 mg/kg de mercure dans le sang, un groupe de lacs contaminés (n=16) et un groupe de lacs non contaminés ou témoins (n=8) (Tableau 5). Des comparaisons de la physicochimie ont ensuite été faites entre ces deux groupes. Parmi les variables physicochimiques, seul le calcium (Ca) montre une différence significative entre les deux groupes: il est significativement moins élevé dans les lacs contaminés ($p < 0,05$).

Tableau 5 Concentrations de mercure dans les poissons de 10-20 cm récoltés dans les lacs où des huards ont été capturés (mg/kg poids frais)

| Lac | Crapet de roche | Crapet-soleil | Éperlan arc-en-ciel | Méné de lac | Méné à nag. rouges | Mulet à cornes | Mulet perlé | Ouitouche | Omble de fontaine | Perchaude |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Anticagamac[T] | | 0,13 | | | | | | | | 0,13 |
| Baie des 11 Iles[T] | | | | | | | | | 0,06 | |
| du Caribou[C] | | | | | | | | | 0,06 | |
| du Fou[C] | | | | | | | 0,32 | | 0,23 | |
| Écarté[C] | | | | | | | 0,22 | | | |
| Français[C] | 0,26 | | | | | | | | | |
| Hélène[C] | | | | | | | | | | 0,20 |
| Herman[T] | | | | | | 0,11 | | | | |
| Hughes[T] | | 0,07 | | | | | | 0,04 | | |
| des Îles[C] | 0,24 | 0,22 | | | | | | | | 0,32 |
| Inman[C] | | | | | | | | | 0,15 | |
| Main de Fer[C] | | | | | | | | | 0,14 | |
| Pemichangan[T] | | 0,05 | | | | | | | | 0,10 |
| Reid[C] | | | | | | | 0,22 | | | |
| de la Savane[C] | | | | | | | | | | 0,14 |
| Soucis[C] | | | | 0,22 | | 0,06 | | | | |
| St- Charles[T] | | | | | | | | | | 0,11 |
| St-Sébastien[C] | | | | | 0,11 | | | 0,08 | | |
| Thibert[C] | | | | | | 0,14 | | | | |
| Tousignant[C] | | | | | | 0,08 | | | | |
| du Trèfle[T] | | | | 0,09 | | | | 0,12 | | |
| Waber[C] | | | | | | | | | 0,18 | |
| Wapizagonke[C] | | | 0,21 | | | 0,17 | | | | |

T : lac classé comme témoin ou non contaminé (Lac Trente-et-un -Milles, absent de ce tableau, est aussi classé comme témoin).

C : lac classé comme contaminé

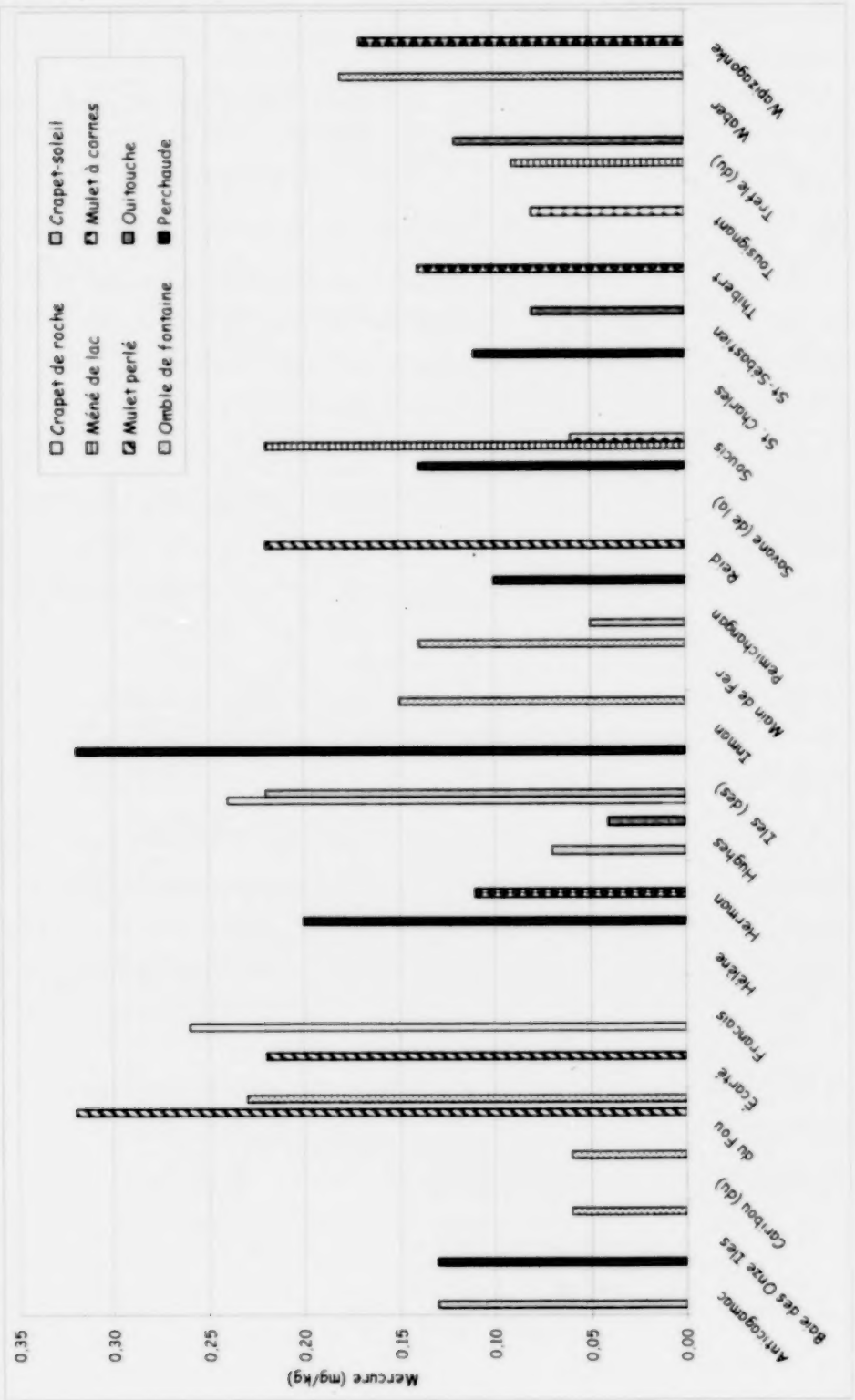



Figure 4 Concentrations de mercure dans les poissons (10-20 cm) récoltés dans 23 lacs du Québec

## 3.7 BIOMARQUEURS

Le pourcentage d'hématocrites et les protéines totales du plasma montrent une différence signficative entre les adultes et les juvéniles ($p < 0,01$), mais pas entre les mâles et les femelles ($p > 0,05$; Tableau 6). Aucune des autres variables biologiques mesurées ne montre de différence. Les différents biomarqueurs, de même que le poids des huards et la productivité (nombre de jeunes produits), ont ensuite été comparés entre les huards adultes contaminés et non-contaminés, en fixant le seuil entre les deux à 2,0 mg/kg de mercure dans le sang. Il n'y a pas de différence significative de productivité entre les lacs contaminés et témoins ($p > 0,05$; Tableau 7). La seule variable montrant une différence significative entre les deux groupes est l'isotope stable de carbone ($\delta^{13}C$), qui est plus faible chez les oiseaux contaminés ($p < 0,05$; Tableau 7). Cette différence n'est pas liée à la région de l'Outaouais, puisque les isotopes stables n'ont pas été mesurés dans les huards des lacs Pemichangan et Trente-et-un-Milles. Le niveau d'estrogène des femelles contaminées est légèrement plus faible ($-0,02 \pm 0,03$) que celui des femelles du groupe témoin ($0,04 \pm 0,05$; $p < 0,06$). Enfin, une comparaison a été effectuée en séparant les huards adultes en trois groupes selon leur niveau de contamination sanguine, témoin ($0 < Hg < 1$ mg/kg), modéré ($1 < Hg < 3$ mg/kg) et élevé ($Hg > 3$ mg/kg). Ainsi, deux variables montrent une légère différence, la cholinestérase étant plus basse dans le groupe le plus contaminé ($p < 0,11$) et l'isotope stable d'azote ($\delta^{15}N$) étant plus élevé dans le groupe modéré ($p < 0,08$).

Tableau 6 Mesures cliniques sanguines et concentrations d'hormones, de rétinoïdes, de cholinestérase et d'isotopes stables dans le plasma des huards

| | Mâles<br>Moyenne (écart-type)<br>Étendue (n) | Femelles<br>Moyenne (écart-type)<br>Étendue (n) | Jeunes<br>Moyenne (écart-type)<br>Étendue (n) |
|---|---|---|---|
| **Hématocrite (%)** | **50,5 (3,6)**<br>**45-58 (17)** | **50,7 (4,7)**<br>**38-56 (13)** | **37,7 (0,8) ***<br>**34-43 (19)** |
| **Protéines totales (g/dl)** | **4,3 (0,9)**<br>**3,3-6,2 (17)** | **4,1 (0,7)**<br>**2,4-5,6 (12)** | **3,5 (0,2) ***<br>**2,4-4,3 (19)** |
| Corticostérone (ng/ml) | 38,53 (3,30)<br>8,23-60,06 (21) | 30,74 (3,67)<br>7,17-50,06 (17) | 24,19 (-)<br>(1) |
| Estrogène (ng/ml) | 0,023 (0,01)<br>0-0,09 (16) | 0,04 (0,01)<br>0-0,12 (13) | 0,06 (-)<br>(1) |
| Testostérone (ng/ml) | 0,19 (0,03)<br>0-0,61 (20) | 0,11 (0,03)<br>0-0,34 (17) | 0,05 (-)<br>(1) |
| Cholinestérase (µmole/min/L) | 1385,3 (167,1)<br>568,5-2631,0 (17) | 1509,6 (198,9)<br>901,0-2945,0 (12) | 2152,9 (260,5)<br>1070,0-4266,0 (7) |
| Rétinol (µg/L) | 134 (49)<br>13-406 (17) | 244 (59)<br>15-964 (12) | 167 (77)<br>15-268 (7) |
| Déhydrorétinol (µg/L) | 2278 (123)<br>1626-328 (17) | 2385 (146)<br>1578-3596 (12) | 1769<br>1067-2840 (7) |
| T4 libre (ng/ml) | 0,020 (0,005)<br>0,008-0,061 (7) | 0,007 (0,008)<br>0,006-0,008 (3) | 0,022 (0,006)<br>0,012-0,029 (5) |
| T4 totale (ng/ml) | 28,42 (1,90)<br>22,16-32,35 (7) | 21,15 (2,90)<br>13,44-28,03 (3) | 26,45 (2,25)<br>18,07-32,21 (5) |
| $\delta^{13}C$ (‰) | -26,38 (1,80)<br>-28,96 - -22,20 (20) | -26,27 (1,95)<br>-28,96 - -22,37 (14) | -28,35 (-1,86)<br>-31,57 - -26,7 (9) |
| $\delta^{15}N$(‰) | 9,83 (1,58)<br>7,83-13,66 (20) | 9,34 (1,47)<br>7,47-13,35 (14) | 9,43 (1,59)<br>7,35-12,49 (9) |
| C/N | 3,19 (0,05)<br>3,08-3,28 (20) | 3,20 (0,06)<br>3,14-3,34 (14) | 3,19 (0,05)<br>3,12-3,27 (9) |

* Significativement différent entre les jeunes et les adultes ($p < 0,01$).

Tableau 7 Comparaison de la productivité et des biomarqueurs dans le plasma des huards adultes des lacs témoins et contaminés (Hg > 2,0 mg/kg)

| | Témoins<br>Moyenne (écart-type)<br>n | Contaminés<br>Moyenne (écart-type)<br>n |
|---|---|---|
| Poids mâles (g) | 5061 (128)<br>13 | 4794 (109)<br>18 |
| Poids femelles (g) | 3771 (109)<br>18 | 3850 (188)<br>6 |
| Productivité | 0,63 (0,11)<br>8 | 0,63 (0,08)<br>16 |
| Hématocrite (%) | 49,3 (1,1)<br>12 | 51,4 (0,9)<br>18 |
| Protéines totales (g/dl) | 4,2 (0,2)<br>11 | 4,2 (0,2)<br>18 |
| Corticostérone (ng/ml) | 32,60 (3,16)<br>25 | 37,55 (4,22)<br>14 |
| Estrogène (ng/ml) | 0,03 (0,01)<br>21 | 0,02 (0,02)<br>9 |
| Testostérone (ng/ml) | 0,16 (0,03)<br>25 | 0,12 (0,04)<br>13 |
| Cholinestérase (µmole/min/L) | 1466,6 (179,4)<br>11 | 1418,5 (140,3)<br>18 |
| Rétinol (µg/L) | 108 (66)<br>11 | 223 (52)<br>18 |
| Déhydrorétinol (µg/L) | 2316 (147)<br>11 | 2326 (115)<br>18 |
| T4 libre (ng/ml) | 0,019 (0,007)<br>6 | 0,012 (0,008)<br>4 |
| T4 totale (ng/ml) | 24,64 (2,28)<br>6 | 28,64 (2,79)<br>4 |
| **$\delta^{13}C$ (‰)** | **-25,54 (0,48)<br>13** | **-26,82 (0,38) *<br>21** |
| $\delta^{15}N$(‰) | 10,10 (0,42)<br>13 | 9,34 (0,33)<br>21 |
| C/N | 3,20 (0,02)<br>13 | 3,19 (0,01)<br>21 |

* significativement différent entre les deux groupes ($p < 0,05$).

## 3.8 RELATIONS ENTRE LES VARIABLES

### 3.8.1 Corrélations

Les concentrations de mercure dans les plumes sont reliées positivement à celles dans le sang chez les deux sexes (Tableau 8). Le niveau de mercure dans le sang des mâles est positivement relié à celui dans le sang des femelles du même lac, mais le niveau de mercure dans les plumes des deux sexes n'est pas relié. Le niveau de mercure dans les œufs montre une relation significative avec le mercure dans le sang des femelles et dans les poissons, tandis que le mercure dans le sang des jeunes est relié marginalement ($p = 0,06$) à celui des femelles.

Les données de contamination, de biomarqueurs et de succès de reproduction des huards ont été mises en parallèle avec les données de morphométrie et de physicochimie des lacs et de contamination en mercure des poissons (Tableau 8). Une seule variable physicochimique, le sodium dissous (Na), montre une corrélation significative ($r = 0,42$, $p < 0,05$) avec la productivité (nombre de jeunes produits). Le pH mesuré sur le terrain montre des relations négatives significatives avec le mercure dans le sang et les plumes des mâles, tandis que le pH mesuré en laboratoire indique une relation négative significative avec le mercure dans le sang des femelles. Des corrélations significatives sont observées entre le mercure dans les poissons et le mercure dans le sang et les plumes des femelles, le sang des mâles et des jeunes de même que les oeufs (Figure 5). Plusieurs autres variables montrent également des relations significatives avec les concentrations en mercure chez les huards. Une plus grande superficie de même que des niveaux plus élevés de cations semblent diminuer le mercure chez les jeunes huards et les adultes, tandis qu'une augmentation du carbone organique dissous (COD) produit l'effet contraire.

En utilisant l'ensemble des lacs (n=77 lacs), la productivité des huards semble s'accroître avec la superficie du bassin de drainage ($r = 0,47$, $p < 0,01$) et le pH ($r = 0,30$, $p < 0,01$), et les concentrations de mercure dans les poissons augmentent avec le COD ($r = 0,48$, $p < 0,01$) et avec une baisse de pH ($r = -0,43$, $p < 0,01$).

Des corrélations ont également été calculées entre les concentrations de mercure et les biomarqueurs, d'abord pour l'ensemble des huards (Tableau 9), puis séparément pour les mâles et

pour les femelles (Tableau 10). Le nombre de jeunes sur lesquels des mesures de biomarqueurs ont été effectuées était trop faible pour justifier une analyse. La productivité des huards n'est pas reliée aux concentrations de mercure dans les poissons ou dans le sang des adultes. Cependant, la productivité n'est jamais élevée lorsque les concentrations de mercure sont élevées (Figure 6). L'hématocrite et les protéines montrent des relations positives avec le mercure dans le sang (Tableau 9), cependant ces relations s'expliquent probablement par une relation avec le poids. La cholinestérase (ChE) montre une corrélation négative significative ($r = -0.41$, $p < 0,01$) avec le niveau de mercure dans le sang de tous les adultes (Figure 7), mais cette corrélation est absente chez les femelles et chez les mâles pris séparément (Tableau 10). Le nombre de jeunes produits est relié positivement au $\delta^{15}N$ chez les femelles de même que chez les mâles, mais pas pour l'ensemble des adultes. La corticostérone chez les femelles montre une relation négative significative avec le mercure dans les poissons. Chez les femelles, l'estrogène montre des relations négatives avec le mercure dans les poissons et les jeunes, tandis que chez les mâles, les hormones sexuelles ne montrent pas de relation avec le mercure dans les huards ou les poissons. Le $\delta^{15}N$ montre une relation positive avec le mercure sanguin des femelles mais pas avec celui des mâles.

Bien que la corticostérone ne présente pas de relation significative avec le Hg dans le sang des huards, elle montre une augmentation avec les concentrations de mercure jusqu'à un certain niveau, suivie d'une diminution aux concentrations plus élevées de mercure (Figure 8a). La corticostérone démontre une relation dose-réponse significative en forme de « U » inversé (Figure 8b).

Les corrélations présentées aux Tableaux 9 et 10 ont été calculées sur l'ensemble des individus, ce qui signifie que plusieurs données étaient manquantes (certains biomarqueurs) et que d'autres (productivité, mercure dans les poissons), se trouvaient répétées. Pour diminuer ce problème, et afin de tenter de trouver des variables qui pourraient expliquer la productivité des huards, nous avons refait les corrélations entre ces variables, mais en calculant des moyennes de chaque variable pour chaque lac. Les résultats de ces analyses apparaissent au Tableau 11. On constate que le nombre de jeunes produits par couple est relié de manière significative aux protéines, à l'estrogène (Figure 9) et au poids des adultes.

Tableau 8 Corrélations de Spearman ($p < 0,05$) entre les concentrations de mercure dans les huards et les variables morphométriques et physicochimiques des lacs (n=24 lacs)

| | Productivité | Hg poissons | Hg Sang Mâles | Hg. plumes Mâles | Hg Sang Femelles | Hg Plumes Femelles | Hg Sang jeunes | Hg Oeufs (n=8) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Superficie | | | | | -0,45 | | -0,63* | |
| Périmètre | | | | | | | -0,57 | |
| Indice dév. rives | | | | | | | | |
| Bassin de drainage | | | | | | | | |
| Bassin hydrogr. | | | | | | | | |
| Profondeur | | | | | -0,57 | | -0,57 | |
| Altitude | | | | | | | | |
| pH terrain | | | -0,82** | -0,66* | | | | |
| pH laboratoire | | | -0,73** | -0,50 | -0,54 | | | |
| Alcalinité | | | -0,72** | -0,48 | | | | |
| Clarté | | | | | | | | |
| Azote (N) | | | | | | | | |
| NO2-NO3 | | | | | | | -0,59 | |
| Phosphore (P) | | | | | | | | -0,76 |
| Calcium (Ca) | | | -0,73** | -0,45 | | | | |
| Chlorures | | | | | | | | |
| Magnésium (Mg) | | | -0,64* | | | | | |
| Potassium (K) | | | -0,53 | -0,59* | | | | |
| Sodium (Na) | 0,42 | | -0,48 | | | | | |
| Sulfates | | | | | | | | 0,75 |
| COD | | | 0,46 | | 0,69* | 0,72* | | |
| Productivité | | | | | | | | |
| Hg poissons | | | | | 0,78** | 0,75* | 0,73* | 0,74 |
| Hg Sang Mâles | | | | 0,75** | 0,83** | 0,61 | | |
| Hg plumes Mâles | | | | | | | | |
| Hg Sang Femelles | | | | | | 0,71* | | 0,81 |
| Hg Plumes Femelles | | | | | | | | |
| Hg Sang jeunes | | | | | | | | |
| Hg oeufs | | | | | | | | |

* $p < 0,01$; ** $p < 0,001$.

Les corrélations ont été calculées entre toutes les variables, seules les relations significatives sont inscrites.

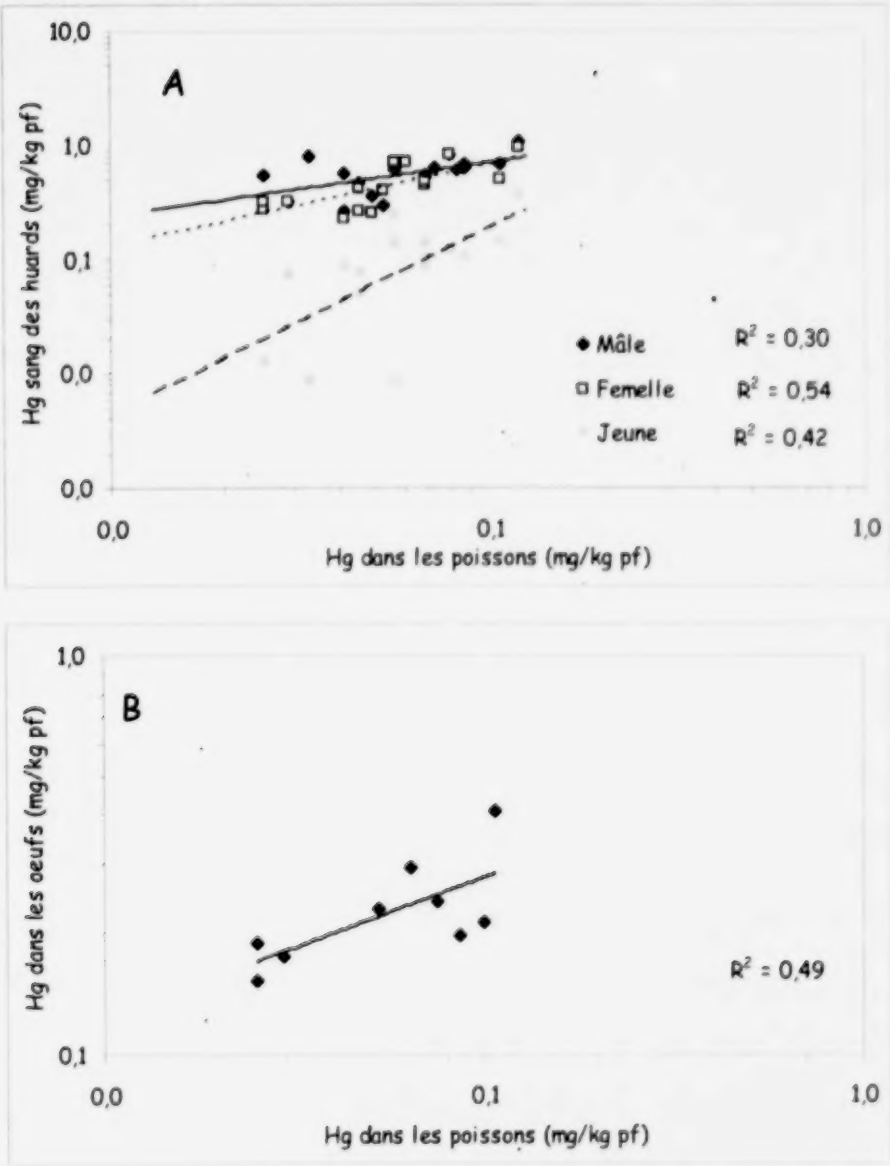



Figure 5 Relations entre les concentrations de mercure dans les poissons et (A) le sang des huards et (B) les œufs

Tableau 9 Corrélations de Spearman ($p < 0,05$) entre les concentrations de mercure dans les huards et les biomarqueurs (n=84)

| | Poids | Déhydroré-tinol | Réti-nol | ChE | Héma tocrite | Pro-téine | Corti-costé-rone | Estro gène | Testos térone | $\delta^{13}C$ | $\delta^{15}N$ | C/N |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Hgsang | 0,66** | | | -0,41 | 0,67** | 0,48** | | | | | | |
| Hgplumes | 0,30 | | | | | | | | | | | |
| Hgpoisson | | | | | | | | | | -0,31 | | |
| Productiv. | 0,22 | | | | | 0,33 | | | | | 0,41* | |
| Poids | | | | -0,37 | 0,61** | 0,57** | | | 0,38 | | | |
| Déhyd. | | | | | | 0,47* | | | | | 0,46* | |
| Rétinol | | | | | | | | | -0,70* | -0,37 | | |
| ChE | | | | | | -0,39 | | | | | | |
| Hématoc. | | | | | | 0,52** | | | | 0,39 | | |
| Protéine | | | | | | | | | | | 0,34 | |
| Cortico. | | | | | | | | | | | | |
| Estrogèn | | | | | | | | | | | | |
| Testost. | | | | | | | | | | | | |
| $\delta^{13}C$ | | | | | | | | | | | | |
| $\delta^{15}N$ | | | | | | | | | | | | |
| C/N | | | | | | | | | | | | |

*: $p < 0,01$; ** $p < 0,001$.

Les corrélations ont été calculées entre toutes les variables, seules les relations significatives sont inscrites.

Tableau 10 Corrélations de Spearman ($p < 0,05$) entre les concentrations de mercure dans les huards mâles et femelles et les biomarqueurs

| | Déhyd. | Rétinol | ChE | Hémat. | Prot. | Cortic. | Estro. | Testo. | $\delta^{13}C$ | $\delta^{15}N$ | C/N |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| FEMELLES (n = 25) | | | | | | | | | | | |
| Hgsang | | | | | | | | | | 0,55 | |
| Hgplumes | | | | | | | | | | | |
| Hgpoisson | | | | | | -0,60 | -0,81 | | | | |
| Hgjeunes | | | | | | | -0,68 | | | | |
| Product. | | | | | | | | | | 0,66* | |
| Déhyd. | | | -0,61 | | | | | | | | |
| Rétinol | | | | | | | | | | | |
| ChE | | | | | -0,73* | | | | | | |
| Hématoc. | | | | | | | | | | | |
| Protéine | | | | | | | | | | | |
| Cortico. | | | | | | | | 0,52 | | | |
| Estro. | | | | | | | | 0,73* | | | |
| Testos. | | | | | | | | | | | |
| $\delta^{13}C$ | | | | | | | | | | | |
| $\delta^{15}N$ | | | | | | | | | | | |
| C/N | | | | | | | | | | | |
| MÂLES (n = 29) | | | | | | | | | | | |
| Hgsang | | | | | | | | | | | |
| Hgplumes | | | | | | | | | | | |
| Hgpoisson | | | | | | | | | -0,45 | | |
| Product. | | | | | 0,53 | | | | | 0,50 | |
| Déhyd. | | | | | 0,51 | | | | | | |
| Rétinol | | | | | | | | | | -0,61* | |
| ChE | | | | 0,57 | | | | | | | |
| Hématoc. | | | | | | | | 0,90 | | | |
| Protéine | | | | | | | | | | | |
| Cortico. | | | | | | | | | | | |
| Estro. | | | | | | | | | | | |
| Testos. | | | | | | | | | | | |
| $\delta^{13}C$ | | | | | | | | | | | |
| $\delta^{15}N$ | | | | | | | | | | | |
| C/N | | | | | | | | | | | |

* $p < 0,01$. Seules les relations significatives sont inscrites.

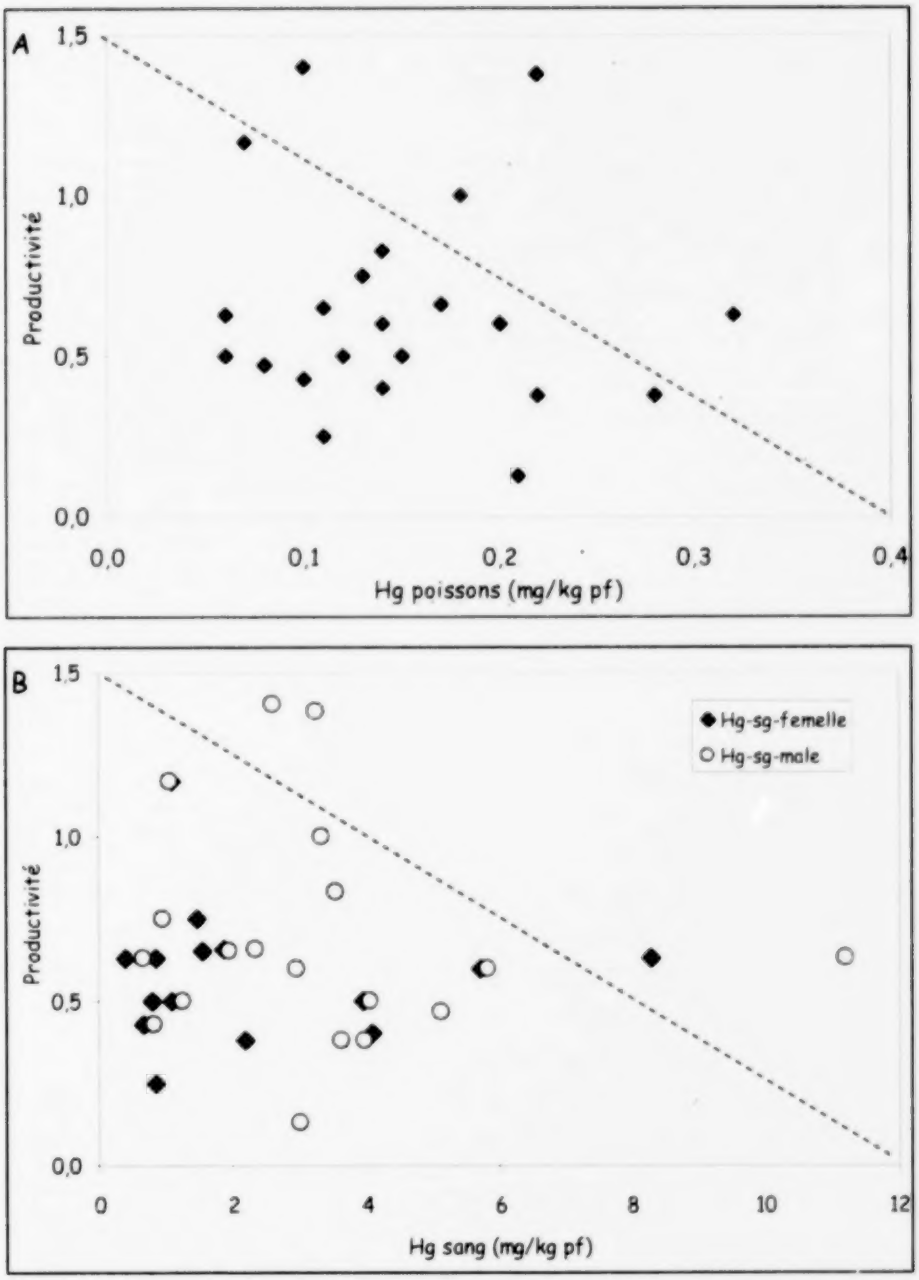



Figure 6 Relations entre la productivité et A) les concentrations de mercure dans les poissons, et B) les concentrations de mercure dans le sang des huards mâles et femelles (Les lignes pointillées ne servent qu'à mieux illustrer la répartition des points)

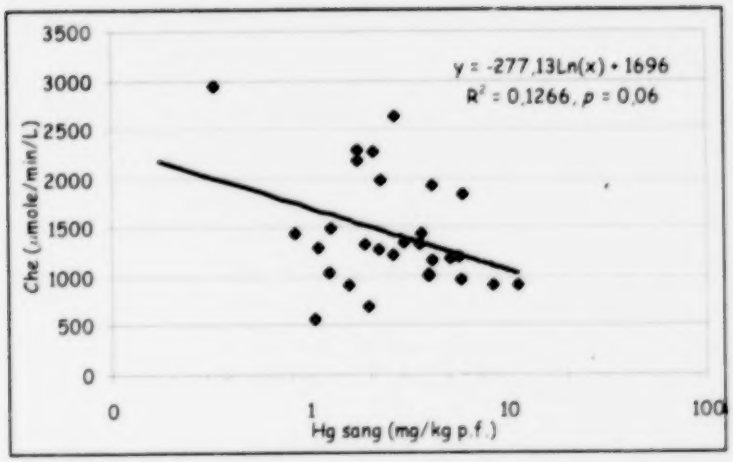



Figure 7 Relations entre les concentrations de mercure dans le sang de s huards et la cholinestérase

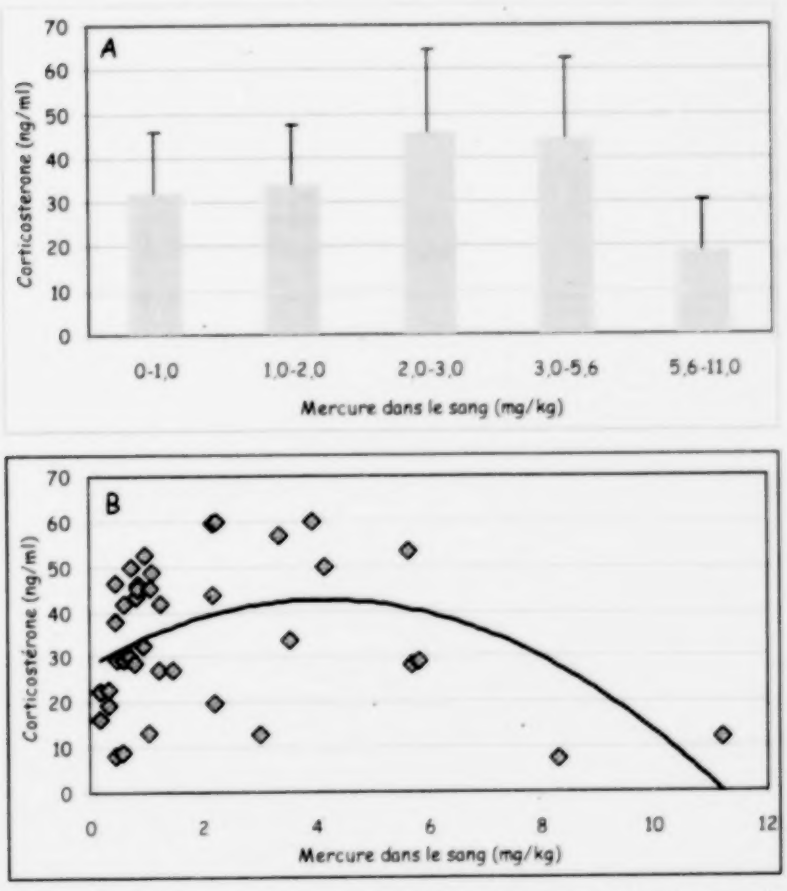



Figure 8 Relations entre les concentrations de mercure dans le sang des huards et la corticostérone.

A : histogramme; B : régression polynomiale ($R^2$ = 0,201, $F_{2,38}$ = 4,52, $p$ = 0,02).

Tableau 11 Corrélations de Spearman ($p < 0,05$) entre les concentrations de mercure dans les huards et les biomarqueurs, pour 24 lacs ($n=24$)

| | Déhyd. | Rétinol | ChE | Hémat. | Prot. | Cortic. | Estro. | Testo. | $\delta^{13}C$ | $\delta^{15}N$ | C/N | Nb jeu |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| HgsgM | | | | | | | | | | | | |
| HgsgF | | | | | | | | | | 0,64 | | |
| HgsgA | | | | | | | | | | | | |
| HgplM | | | | | | | | | | | | |
| HgplF | | | | | | | | | | | | |
| HgplA | | | | | | | | | | | | |
| Hgpoi | | | | | | | | | | | | |
| PoidsM | | | | | | | 0,66 | | | | | |
| PoidsF | 0,70 | | | | | -0,75* | 0,78* | | | | | |
| PoidsA | 0,80** | | | | 0,53 | | 0,67 | | | | | 0,54* |
| Déhyd. | | | | | 0,54 | -0,71 | | | | | | |
| Rétinol | | | | | | | | | | | 0,63* | |
| ChE | | | | 0,51 | | | | | | | | |
| Hémat. | | | | | | | | | | | | |
| Prot. | | | | | | | | | | 0,56 | | 0,57 |
| Cortic. | | | | | | | | | | | | |
| Estro. | | | | | | | | | | | | 0,71* |
| Testo. | | | | | | | | | | | | |
| $\delta^{13}C$ | | | | | | | | | | | | |
| $\delta^{15}N$ | | | | | | | | | | | | |
| C/N | | | | | | | | | | | | |
| Nb jeu | | | | | | | | | | | | |

* $p < 0,01$; ** $p < 0,001$.

Seules les relations significatives sont inscrites.

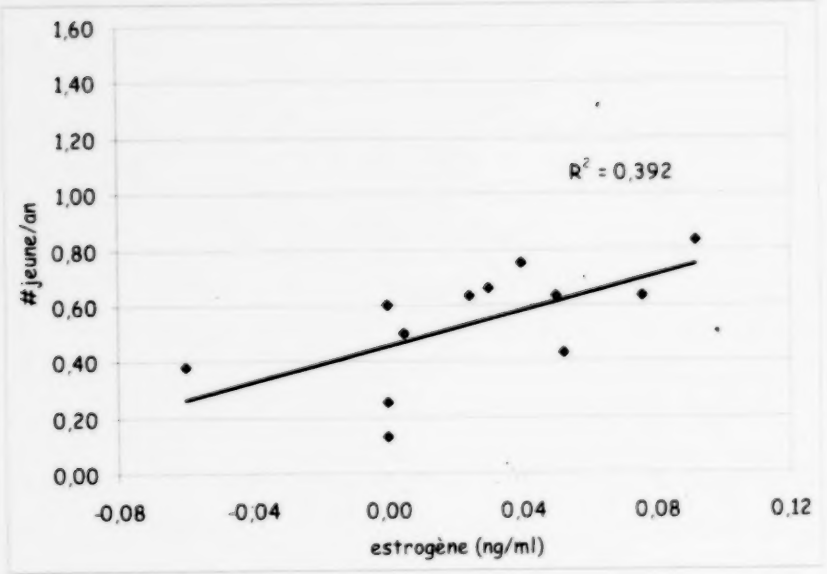



Figure 9 Relation entre la productivité (nombre de jeunes) des huards et les concentrations d'estrogène dans le plasma des huards adultes de douze lacs

Afin de vérifier si certaines de ces variables pouvaient expliquer le manque de relation significative entre la productivité et le niveau de mercure des huards, des corrélations partielles ont été calculées. Malheureusement, aucune des variables n'a apporté d'amélioration significative à cette relation.

3.8.2 Régressions multiples et analyses multivariées

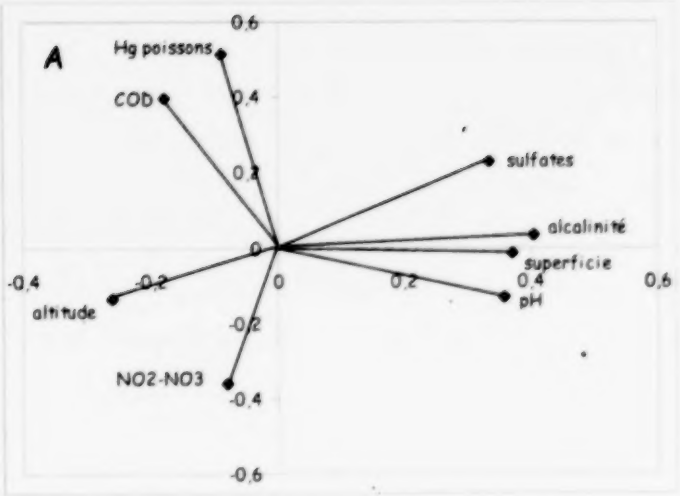
Des régressions multiples pas à pas et standard ont été effectuées pour tenter de trouver les variables qui pourraient le mieux expliquer le succès de reproduction. Malheureusement, à cause des nombreuses données manquantes, les résultats sont peu concluants. Le meilleur résultat est obtenu avec l'estrogène et le poids moyen des adultes ($R^2$ = 0,46, $R^2$ ajusté = 0,34, $p$ = 0,06). Cependant, l'observation des résidus indique qu'un lac semble responsable d'une part importante de la variabilité, le Lac Français, au Parc de la Mauricie. Ce lac possède des caractéristiques physicochimiques et

biologiques particulières. En retirant ce lac, la relation devient significative ($R^2$ = 0,60, $R^2$ ajusté = 0,50, $p$ = 0,03). Cependant, cette régression doit aussi être évaluée avec prudence, puisque les concentrations d'estrogènes sont reliées au poids des adultes.

Des régressions multiples pas-à-pas ont été effectuées pour déterminer les principales variables qui peuvent expliquer les niveaux de mercure dans les poissons et les huards, de même que les concentrations de certains biomarqueurs. Des analyses de groupements ont été effectuées entre les lacs à l'aide des variables physicochimiques, puis à l'aide des données de mercure dans les poissons et les huards. Des analyses en composantes principales ont été effectuées sur les lacs avec les variables physicochimiques et le mercure dans les poissons.

La Figure 10 illustre la répartition des lacs selon les deux premiers axes des composantes principales, qui expliquent à eux deux 68,9 % de la variabilité. Les groupes obtenus par l'analyse de groupement ont été tracés sur le graphique des composantes principales. Le graphique A indique les variables explicatives de la répartition des lacs. Sur l'axe 1, le lac Pémichangan se différencie par sa superficie et sa physicochimie très différente de celle de l'ensemble des autres lacs, tandis que sur l'axe 2, le lac Saint-Charles se distingue par ses niveaux élevés de $NO_2$-$NO_3$. Les trois groupes se répartissent le long de l'axe 2 en fonction principalement des concentrations en mercure des poissons.

Des analyses en composantes principales ont ensuite été effectuées sur les huards avec les variables physicochimiques, biologiques et les niveaux mercure dans les poissons et les huards. La Figure 11 illustre la répartition des individus selon les deux premiers axes des composantes principales, qui expliquent à eux deux 63,5 % de la variabilité. Les groupes obtenus par l'analyse de groupement ont été tracés sur le graphique des composantes principales, mais les individus ont été identifiés par leur lac afin de simplifier le graphique. Le graphique A indique les variables explicatives de la répartition des huards. Les huards se répartissent principalement en trois groupes le long de l'axe 1 en fonction du pH et des concentrations de mercure dans le sang. Quelques individus des lacs Caribou et des Îles se distinguent par leurs concentrations de mercure dans les plumes et leur niveau de corticostérone.



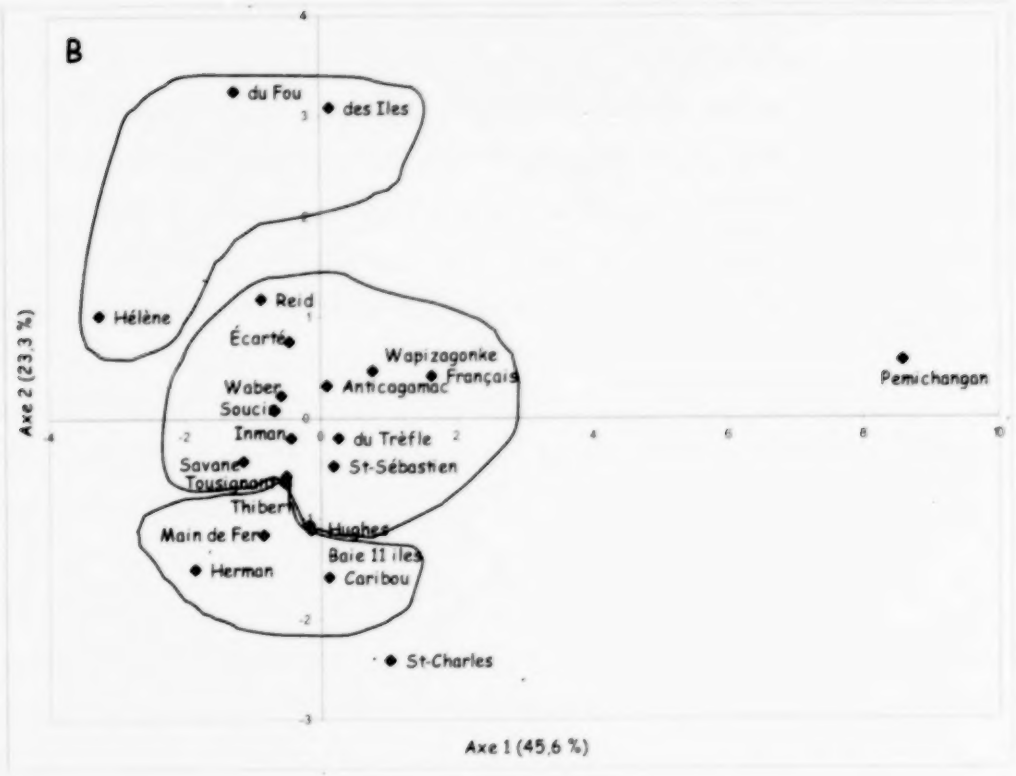




Figure 10 Dispersion des lacs sur les deux premiers axes d'une analyse en composantes principales (B) en fonction des variables du graphique A

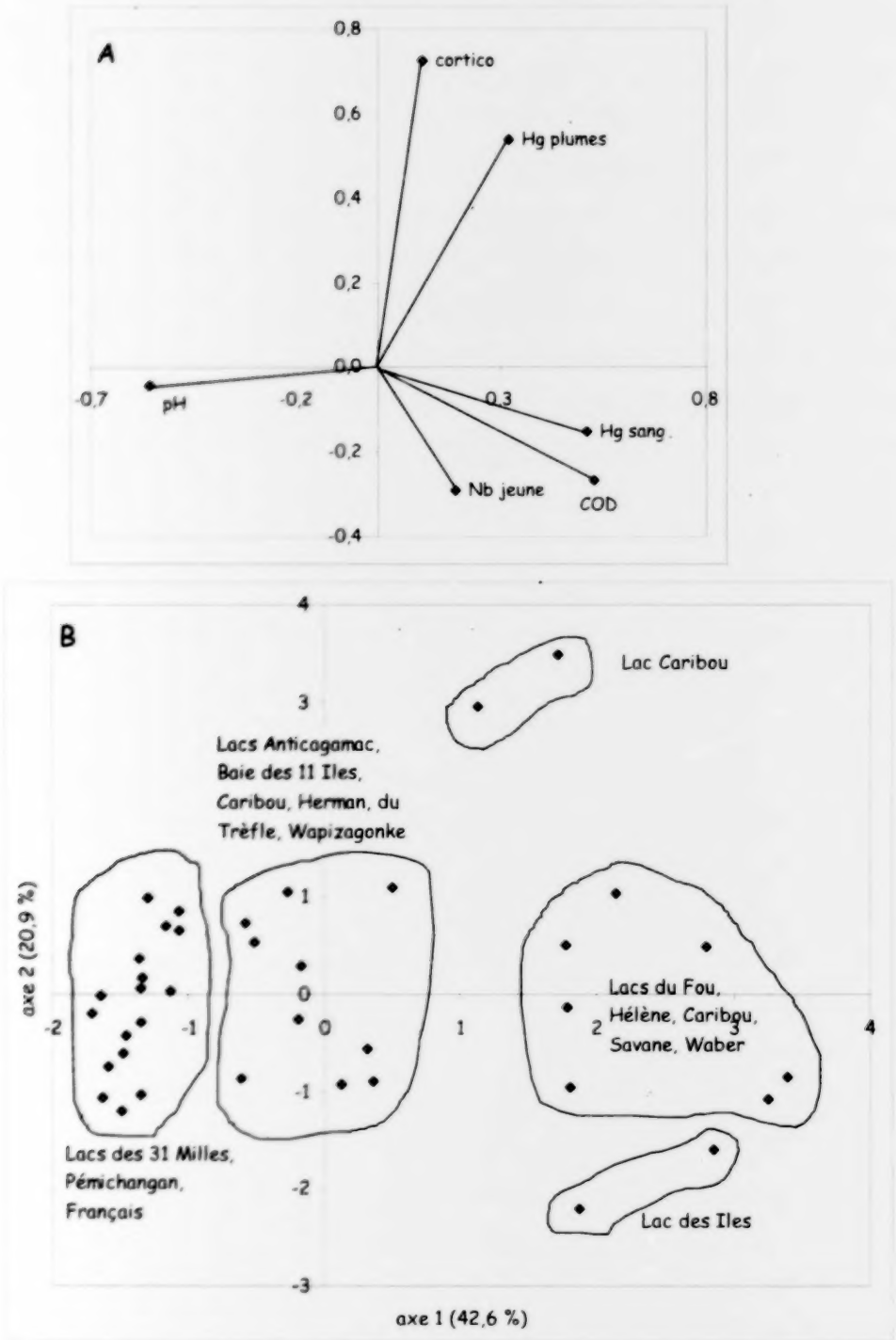



Figure 11 Dispersion des huards sur les deux premiers axes d'une analyse en composantes principales (B) en fonction des variables du graphique A

## 3.9 ÉVALUATION DU RISQUE

À partir des résultats obtenus lors de l'analyse des échantillons récoltés dans cette étude, les risques toxicologiques peuvent être établis selon différents barèmes issus de la littérature (Meyer *et al.* 1998; Barr 1986; Scheuhammer 1991; Thompson 1996). Un risque faible correspond à des niveaux de mercure de base ou de bruit de fond (Tableau 12). La catégorie de risque modéré comprend les huards provenant de territoires où la disponibilité du méthyl-mercure est élevée mais sans impact sur les individus. La catégorie de risque élevé correspond à une exposition à des concentrations de mercure qui ont le potentiel d'affecter l'organisme, tandis que la catégorie de risque très élevé représente les niveaux d'impacts connus sur les huards ou d'autres oiseaux. La majorité des concentrations de mercure dans les huards du Québec se situent dans les limites de la catégorie de risque modéré, mais certains individus présentent des niveaux considérés élevés. Ces niveaux ont été établis à 3,0 et 0,3 mg/kg de mercure dans le sang des adultes et des jeunes, respectivement, et à 20 mg/kg dans les plumes. Le tiers des spécimens analysés (33 % des mâles (10/30), 17 % des femelles (4/24) et 44 % des jeunes (12/27), total 26/81) ont des niveaux de mercure dans le sang ou les plumes supérieurs aux niveaux d'effets potentiels sur l'organisme. De plus, 18,5 % (9 adultes et 6 jeunes) ont des niveaux de mercure dans le sang supérieurs aux niveaux considérés à risque très élevé pour leur santé, leur reproduction et leur survie (Figure 12).

Sur les 14 œufs analysés, sept se situent dans la catégorie de risque faible, cinq dans la catégorie modérée et deux (14 %) dans la catégorie de risque élevé. Aucun des œufs analysés n'atteignait la valeur de 2 mg/kg.

Parmi les échantillons de poissons analysés et présentés au Tableau 5, 14 échantillons sur 33 (42 %), provenant de dix lacs, se situent dans la catégorie de risqué élevé d'effets potentiels sur les huards, tandis que seulement deux sur 33 (6 %) se classent dans la catégorie de risqué très élevé (Tableau 12).

Table 12 Catégories de risque de toxicité du mercure chez le Plongeon huard

| Matrice | Faible | Modéré | Élevé | Très élevé | Référence |
|---|---|---|---|---|---|
| Oeufs (mg/kg p.f.) | 0-0,6 | 0,6-1,3 | 1,3-2,0 | > 2,0 | Barr 1986 Evers *et al.* 2003 |
| Sang-adulte (mg/kg p.f.) | 0-1,0 | 1,0-3,0 | 3,0-4,0 | > 4,0 | Evers *et al.* 2004 |
| Sang-juvénile (mg/kg p.f.) | 0-0,1 | 0,1-0,3 | 0,3-0,4 | > 0,4 | Meyer *et al.* 1998 |
| Plumes (mg/kg p.s.) | 0-9,0 | 9,0-20,0 | 20,0-35,0 | > 35,0 | BRI[1], Thompson 1996 |
| Poissons (mg/kg p.f.) | 0-0,05 | 0,05-0,15 | 0,15-0,30 | > 0,30 | Barr 1986 Evers *et al.* 2004 |

BRI: Biodiversity Research Institute

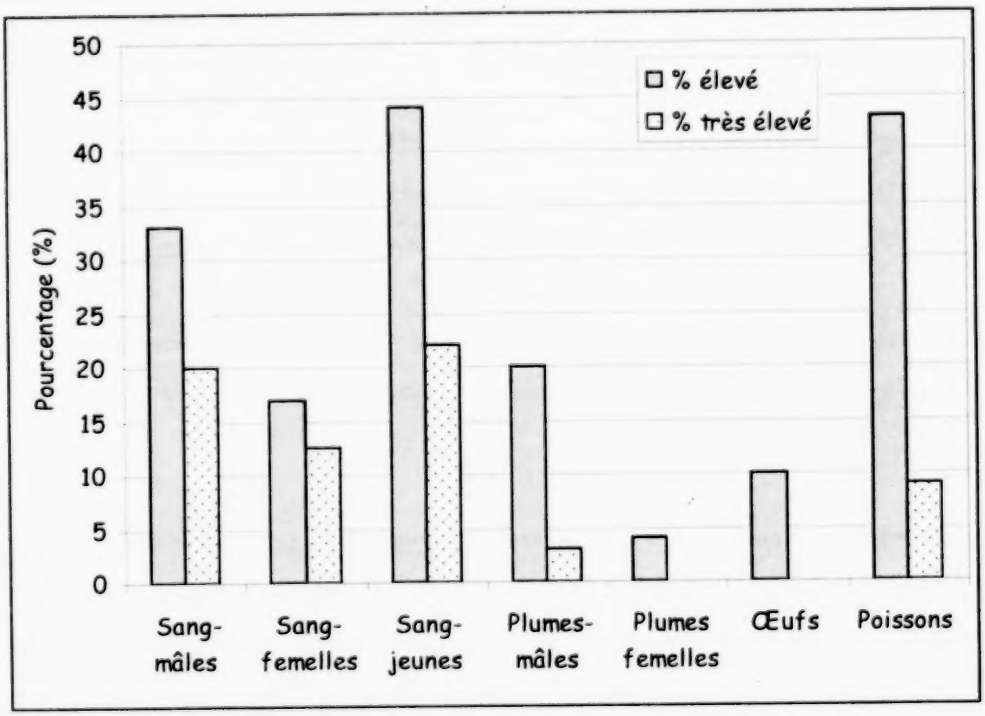



Figure 12 Huards et poissons excédant les niveaux de risque élevé et très élevé de mercure dans le sang, les plumes, les œufs et les poissons

# 4 DISCUSSION

*Physicochimie*

Les lacs sont plus vulnérables à l'acidification quand l'alcalinité est inférieure à 200 µéq/l ou 10 mg/l, tandis que la concentration de sulfates des eaux du Bouclier précambrien sans apports anthropiques ne devrait pas dépasser 1,45 mg/l (Bouchard 1996). Parmi les 77 lacs que nous avons étudiés, à l'exception des deux lacs de l'Outaouais, seul le Lac Français, dans le Parc de la Mauricie, situé dans une enclave calcaire, possède une alcalinité supérieure à 10 mg/l et la valeur minimale de sulfates est de 2,7 mg/l. Plusieurs variables physicochimiques, dont le pH et le calcium, montrent des relations négatives significatives avec les concentrations de mercure dans les huards et le calcium est moins élevé dans les lacs contaminés. Ce dernier montre des corrélations positives avec l'alcalinité, le pH, les sulfates ainsi que les cations Mg, K et Na, illustrant l'importance de la physicochimie des lacs sur la biodisponibilité du mercure dans les chaînes trophiques aquatiques. Il a été démontré que le Ca, de même que les invertébrés riches en Ca, sont moins abondants dans les lacs acides (Scheuhammer 1991). Une diminution de l'apport en Ca peut affecter la production d'œufs, l'intégrité des coquilles et la croissance des jeunes oiseaux (Scheuhammer 1991). Plusieurs auteurs ont observé une relation négative entre le pH et les concentrations de mercure chez les organismes piscivores (Barr 1986, Scheuhammer et Blancher 1994, Meyer *et al.* 1995, Burgess et Hobson 2006, Evers *et al.* 1998). Les données physicochimiques récoltées illustrent bien la sensibilité de ces lacs aux précipitations acides et le lien entre ces conditions et la biodisponibilité du mercure.

*Contamination du Plongeon huard*

Les huards mâles adultes ont généralement des niveaux de mercure plus élevés que les femelles, tant dans le sang que dans les plumes (Evers *et al.* 1998). Les concentrations mesurées chez les femelles sont plus faibles que celles des mâles, probablement en raison de leur taille plus petite, qui les conduit à consommer des proies plus petites, et de la prise en charge des contaminants dans les œufs (Evers *et al.* 1998). Cependant, selon Burgess *et al.* (2005), l'importance des œufs comme route d'élimination du mercure par les femelles serait beaucoup moins grande que celle des plumes.

Les concentrations moyennes de mercure dans les huards du Québec sont comparables aux moyennes des échantillons du nord-est de l'Amérique du Nord mais sont élevés en comparaison avec les sites de référence du nord-ouest des États-Unis et l'Alaska (Evers *et al.* 1998). Les concentrations de mercure dans les huards de l'ouest de la province (Outaouais) sont faibles et comparables à celles de l'Alaska, tandis que celles de l'est de la province sont plus élevées que dans les autres régions du nord-est à l'exception de la Nouvelle-Écosse. Plusieurs facteurs peuvent jouer un rôle dans cette différence entre les deux régions. Seulement deux très grands lacs comportant plusieurs territoires ont été échantillonnés dans la région ouest. Ces lacs ont un pH basique et une alcalinité élevée, probablement à cause d'une géologie différente. Ces facteurs pourraient expliquer la plus faible bioamplification du mercure dans la chaîne trophique de ces lacs.

Le sang représente un bon indicateur de l'assimilation récente de mercure par voie alimentaire, tandis que les plumes sont reconnues comme une importante route d'excrétion (Burgess *et al.* 2005). Presque tout le mercure dans le sang est présent sous forme méthylée lié aux érythrocytes. Comme la demie-vie du méthyl-mercure (MeHg) dans le sang des oiseaux est de deux à trois mois (Scheuhammer 1988), il constitue une des meilleures matrices pour déterminer l'exposition sur un lac de nidification. Wolfe et Norman (1998) ont montré une relation significative entre le mercure dans le sang et le cerveau de grands hérons (*Ardea herodias*). Le mercure séquestré dans les plumes, qui est ensuite éliminé durant l'hiver lors d'une mue complète, reflète l'ingestion de mercure durant toute l'année, mais est davantage relié à l'exposition au site de reproduction dans les régions présentant des concentrations élevées de mercure dans les proies (Burgess *et al.* 2005, Evers *et al.* 1998). Les huards qui se reproduisent sur des lacs dont le niveau de mercure est faible n'accumulent pas de fortes teneurs en mercure et n'ont par conséquent pas de grandes quantités de mercure à excréter dans leurs plumes.

Les huards adultes du Lac des Îles présentent des niveaux de mercure sanguins très élevés mais des niveaux modérés dans les plumes, suggérant que les adultes reproducteurs étaient relativement jeunes et n'avaient pas encore eu le temps d'accumuler de fortes teneurs en mercure. Ces niveaux élevés peuvent être expliqués en partie par le fait que ces oiseaux sont parmi les plus lourds capturés et peuvent consommer des proies plus grosses avec des niveaux plus élevés de mercure. Une perchaude de 16 cm du Lac des Îles avait une concentration en mercure de 0,32 µg/g. Le Lac

des Îles est un lac relativement petit (0,6 $km^2$), modérément acide (pH= 6,1) et avec une concentration de COD un peu plus élevée que la moyenne (5,9 mg/L), des facteurs qui peuvent contribuer à la bioamplification du mercure mais n'expliquent pas entièrement les niveaux élevés observés.

La concentration de mercure dans les jeunes huards est influencée par leur âge et par la période de croissance des plumes. Durant cette période, les plumes constituent la principale route d'excrétion, par conséquent le niveau de mercure sanguin demeure faible (Fournier *et al.* 2002). La concentration en mercure dans le sang des juvéniles est un bon indicateur de la concentration locale en mercure disponible puisque les jeunes ne sont nourris qu'à partir des ressources du territoire où ils sont nés. Les jeunes huards suffisamment gros pour être échantillonnés ont des niveaux de mercure élevés pour leur âge comparativement à ceux présentés par Evers *et al.* (1998) pour l'Amérique du Nord. Cependant d'autres espèces piscivores présentent aussi des niveaux similaires ou plus élevés. Les jeunes de Grand Héron du Saint-Laurent avaient des concentrations moyennes de mercure dans le sang et les plumes de 0,66 et 5,21 µg/g (Champoux *et al.* 2002). Les concentrations moyennes de mercure dans le sang et les plumes de jeunes de Balbuzard pêcheur (*Pandion halietus*) provenant de réservoirs hydroélectriques étaient de 1,94 et 37,35 µg/g (DesGranges *et al.* 1998). Meyer *et al.* (1998) ont observé une relation négative entre les concentrations de mercure dans les jeunes huards et la productivité, mais nous n'avons pas observé cette relation.

Les concentrations de mercure mesurées dans les œufs de huard du Québec sont comparables à celles de la Nouvelle-Angleterre (Evers *et al.* 2003) et du Canada (Scheuhammer *et al.* 2001). La relation positive significative entre le mercure dans le sang des femelles et dans les œufs reflète le mécanisme d'élimination du méthyl-mercure des femelles par un transfert vers les œufs (Evers *et al.* 2003). Ces auteurs ont aussi trouvé, comme nous, que les concentrations de mercure dans les œufs reflètent celles des proies du même lac. Plusieurs auteurs ont également indiqué une association entre des niveaux élevés de mercure dans les œufs et une diminution du succès de reproduction (Barr 1986, Scheuhammer *et al.* 2001), mais nous n'avons pas observé cette relation.

*Mortalité*

Douze p. cent (9/73) des huards bagués dans cette étude ont été retrouvés morts, ce qui nous apparaît élevé. Malheureusement, seule la carcasse de celui du Lac Caribou a pu être récupérée et analysée, en plus des quatre autres spécimens obtenus d'autres sources. De ces 13 huards, deux sont vraisemblablement morts d'une intoxication au plomb, deux ont été abattus et un a été victime d'une collision; la cause de la mort des autres est inconnue. Au Canada, les études effectuées à partir de cadavres de huards indiquent que l'ingestion de plombs et turluttes de pêche constitue la principale cause de mortalité chez le huard, avant la capture par les filets de pêche, les traumas, la maladie et les autres causes de mortalité, y compris l'intoxication au mercure, et que celle-ci est associée aux régions où la pression exercée par la pêche récréative est la plus grande (Scheuhammer et Norris 1995 et 1996, Daoust *et al.* 1998, Scheuhammer *et al.* 2003). L'ingestion d'une seule pesée de plomb ou d'une seule turlutte à tête plombée, qui peut représenter plusieurs grammes de plomb, suffit à exposer un huard à une dose létale de ce métal. Selon la littérature, trois huards analysés dans cette étude présentent des concentrations de mercure dans leurs tissus suffisamment élevées pour être fatales (Scheuhammer *et al.* 1998, Wolfe *et al.* 1998). Le pourcentage de MeHg dans le foie suit la même tendance que celle observée par Scheuhammer *et al.* (1998), soit une diminution avec l'augmentation des concentrations de mercure total. Cependant, contrairement à ce qui a été observé par ces derniers, les concentrations de MeHg chez les huards du Québec excèdent parfois 10 mg/kg. Les concentrations de sélénium dans le foie et les reins de quatre des cinq huards sont également plus élevées que le niveau de base chez les oiseaux aquatiques et comparables à ceux d'oiseaux démontrant des signes de toxicité (Ohlendorf *et al.* 1988, Scheuhammer *et al.* 1998).

*Contamination des poissons*

Dans neuf p. cent (2/23) des lacs échantillonnés, la concentration de Hg dans les petits poissons était supérieure à 0,3 mg/kg p.f., le niveau à partir duquel des effets sur la reproduction des huards ont été observés (Barr 1986). Cet auteur a observé un impact sur la reproduction (réduction du nombre d'œufs et de la fidélité au territoire) chez les huards consommant des poissons contenant 0,3 µg/g de mercure et aucune reproduction chez ceux se nourrissant de poissons contenant 0,4 µg/g ou plus de mercure. Evers *et al.* (2002) présentent des évidences que ce seuil de concentration de mercure dans les proies des huards se situe plus près de 0,15 µg/g. Bien que des poissons de la

taille de ceux consommées par les huards et présentant des concentrations de mercure supérieures à 0,3 µg/g aient été observés dans plusieurs régions en Amérique du Nord (Evers *et al.* 1998, Burgess et Hobson 2006), nous n'avons trouvé que trois échantillons dépassant ce seuil. Toutefois les poissons récoltés dans neuf lacs sur les 23 (39 %) où des huards ont été capturés ainsi que dans 24 lacs sur les 56 (43%) où des poissons ont été échantillonnés avaient des concentrations supérieures à 0,15 µg/g. Les niveaux trophiques différents occupés par les différentes espèces de poissons que nous avons pu capturer expliquent la faiblesse de certaines des relations obtenues. La perchaude est considérée la proie préférée des huards (Barr 1996) et est connue pour accumuler le mercure, mais elle n'a pu être capturée que dans quelques lacs. Plusieurs facteurs, telle que la structure des communautés de poissons et d'invertébrés, peuvent aussi influencer la bioaccumulation (Wong *et al.* 1997). Dans les lacs très poissonneux, le taux de croissance est réduit, ce qui cause une moins grande dilution du mercure dans les tissus et donc, une augmentation des concentrations de mercure à des classes de taille comparables (Greenfield *et al.* 2001). La concentration de mercure dans les poissons est reliée positivement au COD et négativement au pH du lac, des relations aussi observées par d'autres auteurs (Rencz *et al.* 2003, Scheuhammer et Blancher 1994).

*Isotopes stables*

Les isotopes stables sont utilisés pour étudier les changements dans la diète et la position trophique. Lors des interactions trophiques, le $^{15}N$ est enrichi comparativement au $^{14}N$, résultant en une augmentation du $\delta^{15}N$ d'un niveau trophique à l'autre. Le $\delta^{13}C$, quant à lui, montre peu d'enrichissement trophique, mais est utilisé pour déterminer l'origine du carbone dans la chaîne trophique (Hebert *et al.* 2000). Les producteurs primaires en milieu aquatique ont un $\delta^{13}C$ plus faible que les producteurs terrestres. Ainsi, dans les lacs contaminés en mercure, où les huards ont un $\delta^{13}C$ moyen de -26,82, la base de la chaîne trophique serait davantage aquatique que dans les lacs non contaminés, où le $\delta^{13}C$ moyen est de -25,54. Ces différences peuvent aussi s'expliquer par la taille et les espèces de poissons mangés par les huards. Par exemple, les petites perchaudes se nourrissent de zooplancton tandis que les perchaudes plus grosses mangent des petits poissons (Clady 1974 dans Burgess et Hobson 2006). Nos valeurs de $\delta^{13}C$ et $\delta^{15}N$ sont très semblables à celle mesurées par Burgess et Hobson (2006). Bien qu'on considère généralement qu'il y a une augmentation de 3,4 parties par mille du $\delta^{15}N$ par niveau trophique (Cabana et Rasmussen 1994), celui-ci peut varier entre différents lacs

pour une même espèce en fonction de la longueur de la chaîne trophique. Ceci expliquerait la grande variance observée dans nos valeurs de $\delta^{15}N$ chez les huards (7,35 à 13,66). Les activités humaines peuvent également modifier le $\delta^{15}N$. Les apports anthropiques d'azote peuvent augmenter le $\delta^{15}N$ tandis que les contaminants peuvent réduire la biodiversité et raccourcir les chaînes trophiques (Lake *et al.* 2001). Les valeurs les plus élevées de $\delta^{15}N$ proviennent de lacs qui supportent des activités et la présence humaine, notamment le Lac Saint-Charles à Québec.

*Effets potentiels du mercure sur la physiologie des huards*

Le pourcentage d'hématocrite et les concentrations de protéines plasmatiques se situent dans les limites normales connues pour d'autres espèces d'oiseaux aquatiques (Kocan 1972, Polo *et al.* 1994). Aucune différence n'a été observée entre les huards contaminés et témoins. Hoffman et Heinz (1998) ont observé des diminutions d'hématocrite et de glutathione peroxidase dans le plasma de canard colvert (*Anas platyrhyncos*) suite à l'exposition au mercure et au sélénium.

Bien que le mercure affecte le succès de reproduction des oiseaux par tératogénèse et par une faible viabilité des œufs (Scheuhammer 1987), les mécanismes d'action du mercure à des doses sous-létales sont peu connus. Heath et Frederick (2005) ont suggéré que le mercure pourrait affecter le système endocrinien. Selon Dawson (2000), les perturbateurs endocriniens sont des produits chimiques qui 1) en raison de leur structure moléculaire, se lient aux récepteurs hormonaux et miment ou contrarient l'action des liants naturels; 2) affectent indirectement les concentrations d'hormones en altérant leur synthèse ou leur métabolisme; ou 3) interfèrent avec les signaux entre les différents composants de l'axe hypothalamo-pituitaire-surrénale. Celui-ci est un important système de régulation et d'intégration de plusieurs fonctions physiologiques en réponse aux facteurs de stress environnementaux (Lorenzen *et al.* 1999). L'activation de cet axe durant une réponse à un stress résulte en la libération séquentielle de plusieurs hormones, dont la sécrétion de corticostérone par la glande surrénale. Cette production initie plusieurs changements physiologiques importants, incluant des effets sur le métabolisme, la croissance et la fonction immunitaire. Tandis qu'une activation à court terme de ce système permet à l'oiseau de répondre à un stress, une activation chronique est néfaste au succès de reproduction et à la survie. Le niveau de corticostérone dans le plasma indique la quantité de cette hormone relâchée par les glandes surrénales en réponse à un stress. Ainsi, le stress de la capture augmente le niveau de cette

hormone dans le sang de l'individu capturé. D'autres facteurs de stress peuvent cependant entrer en cause tels la migration, la température, l'alimentation ou l'état de santé général de l'oiseau. Heath et Frederick (2005) n'ont pas trouvé de relation entre le niveau de mercure dans les plumes d'Ibis blanche (*Eudocimus albus*) et les concentrations de corticostérone. On s'attend à ce que la concentration de corticostérone augmente face au stress de l'exposition au mercure chez le huard. Bien que certaines études aient démontré des relations entre le niveau de mercure et la corticostérone chez les poissons (Friedman *et al.* 1996, Hontela *et al.* 1995), ces relations n'ont pas été observées chez les oiseaux (Evers *et al.* 2004). Ces auteurs ont mesuré la corticostérone chez 239 huards en Amérique du Nord entre 1995 et 1999. Selon Sturkie (1986), le niveau de base chez les oiseaux non stressés varie de 0,4 à 29 ng/ml. Chez les huards testés par Evers *et al.* (2004), les niveaux mesurés varient de 8,2 à 100,2 ng/ml, dont 88 % supérieurs à 30 ng/ml. Evers (2001) a trouvé que la corticostérone est indépendant du temps de manipulation et qu'il montre une relation positive significative avec le niveau de mercure sanguin (Evers *et al.* 2004). Chez les huards du Québec, on observe que le niveau de corticostérone augmente avec la concentration de mercure, ce qui constitue une réponse normale de l'organisme. Par contre, lorsqu'on atteint une concentration de mercure supérieure à 5 mg/kg, le système de régulation ne réussit plus à fonctionner normalement et le niveau de corticostérone chute rapidement. Ce genre de relation polynomiale en forme de U inversé, appelée hormèse, est courant dans les systèmes biologiques et en toxicologie (Calabrese et Baldwin 2001). Love *et al.* (2003) ont trouvé une relation polynomiale entre le niveau de corticostérone et les concentrations de BPC dans le foie de Crécerelles d'Amérique (*Falco sparverius*). Selon Dawson (2000), si un animal est exposé à une substance toxique de façon chronique de telle sorte que sa réponse à un autre stress est supprimée ou affaiblie, cela constitue une perturbation du système endocrinien.

Certains produits chimiques peuvent affecter les capacités reproductrices en perturbant le fonctionnement des gonades et des hormones sexuelles (Dawson 2000). Des études sur les effets du mercure chez les poissons ont démontré divers problèmes tels un développement anormal des gonades et la suppression des hormones sexuelles et des caractères sexuels secondaires (Klaper *et al.* 2006). Heath et Frederick (2005) ont trouvé une relation négative significative entre le mercure et l'estradiol chez les femelles d'Ibis blanche, avant la période de reproduction. Chez les huards de la présente étude, le niveau d'estrogène des femelles contaminées est légèrement plus faible que

celui des femelles du groupe témoin ($p < 0,06$) et l'estrogène des femelles montre des relations négatives avec le mercure dans les poissons et les jeunes. Enfin, en regroupant les huards par lac, on a observé une relation positive entre l'estrogène et la productivité. Ces différentes observations semblent indiquer que le mercure pourrait affecter les capacités reproductrices en perturbant le fonctionnement des gonades et des hormones sexuelles, mais d'autres études seraient nécessaires pour documenter davantage ces relations.

Le méthyl-mercure affecte le système neurologique, causant des lésions neuronales et affectant les fonctions neurologiques (Basu *et al.* 2005a). Peu d'études ont documenté les effets du mercure sur la cholinestérase (ChE), dont l'inhibition est davantage associée aux pesticides organophosphatés. L'acétylcholinestérase (ache), une des formes de la ChE, est la principale enzyme responsable de l'hydrolyse de l'acétylcholine. Son inhibition entraîne l'accumulation de l'acétylcholine au niveau des synapses du cerveau et des jonctions neuromusculaires. Basu *et al.* (2005a et 2005b) ont trouvé des relations entre le mercure et les récepteurs neurochimiques de l'acétylcholine dans le cerveau de loutres et de visons. Des études sur les rongeurs et les poissons suggèrent que l'ache est affectée par le mercure (Huang *et al.* 1997, El-Demerdash 2001), et que le mercure peut diminuer le niveau de cholinestérase dans les oiseaux (Dieter 1974, Hill et Soares 1984). Bien que des variations de l'activité de la cholinestérase avec le sexe aient été observées chez certaines espèces (Maul et Farris 2004), nous n'avons trouvé aucune différence entre les sexes chez les huards.

Très peu d'études ont examiné l'effet du mercure sur les rétinoïdes et les hormones thyroïdiennes. La majorité des échantillons de plasma de huard contenaient très peu de rétinol, les rétinoïdes y étant plutôt sous forme de déhydro-rétinol. Le déhydro-rétinol (vitamine $A_2$) est un rétinoïde naturel dont la structure chimique ressemble grandement au rétinol (vitamine $A_1$), ayant pour seule différence un double lien supplémentaire. Chez les vertébrés, on retrouve principalement la vitamine A sous la forme rétinol ($A_1$) tandis que la forme déhydro-rétinol prédomine chez les poissons d'eau douce, certains amphibiens ainsi que les espèces d'oiseaux se nourrissant de poissons d'eau douce. Wayland *et al.* (2003) ont observé une relation positive significative entre les concentrations de mercure et le rétinol et le palmitate de rétinyl dans le foie et une relation négative entre le mercure et le ratio de rétinol dans le plasma sur le rétinol dans le foie, chez des femelles d'Eider à duvet (*Somateria mollissima*). Hontela *et al.* (1995) ont noté une baisse de cortisol et de thyroxine chez

les perchaudes à un site contaminé en métaux lourds comparativement au site de référence. Nos données n'indiquent pas d'effet du mercure sur les niveaux de vitamine A et d'hormones thyroïdiennes.

*Productivité*

Au Québec, les inventaires de Plongeon huard effectués annuellement dans le cadre de l'inventaire de la sauvagine en forêt boréale (Bordage *et al.* 2003) indiquent que la population est stable ou en croissance et se situe à environ 30 000 équivalents-couples pour une superficie de 503 800 $km^2$. Les valeurs de productivité obtenues pour les huards du Québec se comparent avec celles de populations stables en Saskatchewan, qui produisaient 0,54 jeune/paire/année (McIntyre et Barr 1997). Au New Hampshire, la productivité moyenne sur 25 ans est de 0,52 +/- 0,09 jeune/paire/année (K. Taylor, comm. pers.). En comparaison, le nombre de jeune/paire/année au parc national Kejimkujik en Nouvelle-Écosse pour la période 1988-1995 était de 0,28, la plus faible productivité parmi les sites du North American Loon Biomonitoring Program (Kerekes et Masse 2000). Les concentrations de mercure dans le sang des huards au parc Kejimkujik étaient significativement plus élevées que celles de toutes les autres régions étudiées. Dans les maritimes, la productivité des huards avec de faibles niveaux de mercure (< 2,5 µg/g) était de 1 jeune/paire/année, tandis que celle des huards avec des niveaux élevés (> 6,0 µg/g) était de 0,2 jeune/paire/année (Burgess *et al.* 1998b). Ces auteurs ont observé un patron similaire à celui du Québec entre la productivité et le mercure sanguin : bien qu'il fût clair que les huards avec des niveaux élevés de mercure avaient généralement un faible succès de reproduction, la corrélation n'était pas significative. Dans leur étude, le mercure semble limiter le taux de nidification et le succès d'éclosion (Burgess *et al.* 1998b), paramètres que nous n'avons pas mesurés dans la présente étude. Nous n'avons pas observé de différence de productivité entre les lacs contaminés et non contaminés dans les lacs du Québec. Au parc de la Mauricie, la productivité moyenne de 1987 à 2005 est de 0,9 jeune/couple reproducteur; cependant, ce nombre a connu une baisse significative entre 1987 et 2002 et marquerait une remontée depuis (D. Masse, comm. pers.). Une étude réalisée par Études d'Oiseaux Canada (Timmermans *et al.* 2004) sur les données recueillies entre 1992 et 2003 par les participants à l'Inventaire canadien des plongeons huards au Québec ainsi que par le parc de la Mauricie, indique que la productivité est demeurée stable durant cette période. Le nombre moyen de jeunes par couple nicheur était de 0,59 +/- 0,03. Le pH des lacs

montrait une relation positive avec le nombre de jeunes par couple. Dans la présente étude, le nombre de jeunes produits montre des relations positives significatives avec le Na, la superficie du bassin de drainage, le pH, le $\delta^{15}N$, l'estrogène, les protéines et le poids des adultes, mais pas avec les niveaux de mercure.

*Évaluation du risque*

Les huards de l'est du Québec se classent en second après ceux de la Nouvelle-Écosse en terme de risque d'effets négatifs d'une exposition au mercure en Amérique de Nord. (La majorité des concentrations de mercure dans les huards du Québec se situent dans les limites des échantillons du nord-est de l'Amérique du Nord, mais certains individus présentent des niveaux considérés élevés.)

Le seuil d'effets néfastes de mercure dans le sang des adultes est peu connu. Evers *et al.* (2002) ont établi des catégories de niveau de mercure sanguin basées sur les observations qualitatives d'effets sur le terrain et les associations avec les lacs très contaminés. Selon cette classification, les huards adultes ayant des niveaux de mercure sanguin de 2-3 µg/g sont considérés à risque modéré tandis que ceux au-dessus de 3 µg/g sont à risque élevé d'effets d'une contamination par le mercure. Au Québec, quatorze adultes (dix mâles et quatre femelles) sur 54 (26%) et treize jeunes sur 27 (48%) se retrouvent dans la catégorie de risque élevé. Tous les huards capturés au Lac des Îles se situent dans la catégorie de risque très élevé.

Le seuil d'effets néfastes de mercure dans les plumes varie selon le type de plume et l'espèce. Peu d'espèces à part les oiseaux de mer et les rapaces présentent des concentrations en mercure dans les plumes supérieures à 15 µg/g (Burger 1993). Eisler (1987) situait à 5 µg/g le seuil le plus bas d'effet néfaste tandis que Heinz (1979) le situait à 9 µg/g. Scheuhammer (1991) et Thompson (1996) suggèrent un seuil plus élevé à 20 µg/g et des comportements anormaux ont été observés à des niveaux supérieurs à 30 µg/g (Evers et Lane, comm. pers.). Cinq adultes mâles sur 29, ou 17 %, excèdent la limite de 20 µg/g au Québec, tandis que seulement une femelle excède ce seuil. Le niveau élevé de mercure dans les plumes d'un mâle du Lac Caribou est la plus haute concentration de mercure mesurée dans des plumes de huard en Amérique du Nord. Un juvénile capturé au Lac des Îles avait une concentration de 26,7µg/g, la concentration la plus élevée mesurée chez un jeune

huard de l'année. Enfin, sept œufs sur quatorze (50%) se classent dans la catégorie modérée et deux œufs (14 %) dans la catégorie à risque élevé.

Le fait que nous n'avons pas pu démontrer un lien entre les concentrations de mercure et la productivité, malgré des niveaux élevés de mercure dans une proportion importante des huards étudiés, peut s'expliquer par différentes causes. D'abord, pour être sélectionné, un lac devait abriter un couple de huard avec des jeunes, afin de permettre la capture. Par conséquent, il est possible que certains lacs non sélectionnés présentaient des niveaux de mercure plus élevés, nuisant au succès de reproduction. De plus, les jeunes huards n'étaient pas toujours âgés d'au moins six semaines lors de notre dernière visite à un lac. Il est donc possible que le succès de reproduction soit surestimé.

Les lacs qui posent un risque élevé aux huards sont ceux où les concentrations de mercure dans les poissons sont élevées, un facteur lui-même influencé entre autres par un faible pH, un haut contenu en carbone organique dissous et un grand bassin versant (Evers *et al.* 1998, Meyer *et al.* 1998, Scheuhammer et Blancher 1994, Scheuhammer *et al.* 1998). Meyer *et al.* (1998) ont trouvé une relation linéaire négative entre le logarithme des concentrations de mercure dans le sang des jeunes et des adultes et le pH. L'addition de la capacité de neutralisation des acides et de la superficie du lac améliorait la relation pour les jeunes mais pas pour les adultes. Ils ont aussi trouvé une relation linéaire négative entre la productivité et la concentration de mercure dans le sang des jeunes. Dans une étude contrôlée, Kenow *et al.* (2003) ont observé un effet du lac d'origine, les jeunes provenant de lacs acides montrant un taux de croissance plus faible que ceux en provenance de lacs neutres. Les auteurs attribuent cette observation à une exposition in-ovo au méthyl-mercure. Nos données confirment l'importance du mercure dans les poissons, du pH, de la superficie du lac et du COD comme variables importantes dans la contamination des huards, cependant d'autres processus environnementaux et écologiques comme la structure et la composition des populations de poissons et d'invertébrés doivent aussi être pris en considération. Un meilleur suivi des plongeons huards sur les lacs, la sélection de lacs où le succès de reproduction est faible, ainsi qu'un échantillonnage plus complet des poissons permettraient d'améliorer notre compréhension de ces processus et de mieux prédire les effets à long terme de la contamination en mercure et la productivité des populations de plongeon huard.

## CONCLUSION

Les concentrations moyennes de mercure dans les huards du Québec se situent dans les limites des concentrations du nord-est de l'Amérique du Nord, mais un pourcentage important d'individus est exposé à des niveaux de mercure élevés dans leur environnement et qui présentent des risques pour leur santé et leur survie. La sensibilité élevée d'un grand nombre de lacs du Québec au phénomène d'acidification semble expliquer en partie les concentrations de mercure observées chez les huards. Par contre, cette contamination ne semble pas affecter le succès de reproduction du huard, ou du moins notre étude n'a pas permis d'observer cette relation.

Deux biomarqueurs, la corticostérone et la cholinestérase, semblent prometteurs comme indicateurs d'effets du mercure sur la santé des oiseaux. Le rôle du mercure dans la perturbation des capacités reproductrices et des hormones sexuelles devrait également être étudié davantage chez les oiseaux. Bien que les études de terrain ne peuvent montrer que des liens corrélationnels entre l'exposition et les effets, l'activation chronique à long terme du système adrénocortical peut nuire significativement aux processus métaboliques essentiels de même qu'aux fonctions immunitaires et reproductives chez les populations sauvages.

Le pourcentage élevé de mortalité constaté par les retours de bagues de même que les niveaux élevés de plomb et de mercure dans les carcasses analysées sont des résultats préoccupants. Les activités de baguage et les analyses des carcasses retrouvées devraient se poursuivre pour documenter davantage cette situation. Le suivi à long terme des oiseaux bagués apparaît important pour déterminer leur fidélité au même site, leur survie et leur succès de reproduction et pour continuer à explorer les effets à long terme de la contamination en mercure chez les individus et les populations.

Les résultats de cette étude contribuent à améliorer notre connaissance des effets du mercure sur la faune, de même que des interactions le liant à d'autres problématiques telle l'acidification des milieux aquatiques. Ils serviront à orienter les actions de contrôle des émissions polluantes ainsi qu'à supporter les mesures de protection et de conservation de la biodiversité de nos écosystèmes.

## Bibliographie

Barr, J.F. 1986. Populations dynamics of the common loon (*Gavia immer*) associated with mercury-contaminated waters in northwestern Ontario. Occasional Paper 56. Canadian Wildlife Service, Ottawa, Ontario.

Barr, J.F. 1996. Aspects of Common Loon (*Gavia immer*) feeding biology on its breeding ground. *Hydrobiologia* 321: 119-144.

Basu, N., A.M. Scheuhammer, N. Grochowina, K. Klenavic, D. Evans, M. O'Brien et H.M. Chan 2005a. Effects of mercury on neurochemical receptors in wild river otters (*Lontra canadensis*). *Environ. Science Technol.* 39 (10): 3585-3591.

Basu, N., K. Klenavic, M. Gamberg, M. O'Brien, D. Evans, A.M. Scheuhammer et H.M. Chan 2005b. Effects of mercury on neurochemical receptor-binding characteristics in wild mink. *Environ. Toxicol. Chem.* 24 (6): 1444-1450.

Bernatchez, L. et M. Giroux 1991. *Guide des poissons d'eau douce du Québec et leur distribution dans l'est du Canada.* Éditions Broquet inc. 304 p.

Bordage, D., C. Lepage et S. Orichefsky 2003. Inventaire en hélicoptère du Plan conjoint sur le Canard noir au Québec - printemps 2003. Rapport du Service canadien de la faune, région du Québec, Environnement Canada, Sainte-Foy, Québec.

Bouchard, A. 1996. Portrait temporel et spatial du niveau d'acidité des eaux de surface du Québec méridional de 1985 à 1995. Rapport scientifique et technique ST-59, Centre Saint-Laurent, Conservation de l'environnement, région du Québec, Environnnement Canada.

Burger, J. 1993. Metals in avian feather: Bioindicators of environmental pollution. *Rev. Environ. Toxicol.* 5: 203-311.

Burgess, N.M., D.C. Evers et J.D. Kaplan 1998a. Mercury levels in the blood of Common Loons in the Maritimes and their prey. in *Mercury in Atlantic Canada, a progress report.* Environment Canada, Atlantic region, Sackville, New-Brunswick.

Burgess, N.M., D.C. Evers, J.D. Kaplan, M. Duggan et J. Kerekes 1998b. Mercury and reproductive success of Common Loons breeding in the Maritimes. in *Mercury in Atlantic Canada : A progress report.* Environment Canada, Atlantic region, Sackville, New-Brunswick.

Burgess, N.M., D.C. Evers et J.D. Kaplan 2005. Mercury and other contaminants in Common loons breeding in Atlantic Canada. *Ecotoxicology* 14: 241-252.

Burgess, N.M. et K.A. Hobson 2006. Bioaccumulation of mercury in yellow perch and common loons in relation to lake chemistry in Atlantic Canada. *Hydrobiologia* 567: 275-282.

Cabana, G. et J.B. Rasmussen 1994. Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. *Nature* 372: 255-257.

Calabrese, E.J. et L.A. Baldwin 2001. Hormesis: U-shaped dose responses and their centrality in toxicology. *Trends in Pharmacol. Sci.* 22 (6): 285-291.

Champoux, L., J. Rodrigue, J.-L. DesGranges, S. Trudeau, A. Hontela, M. Boily et P. Spear 2002. Assessment of contamination and biomarker responses in two species of Herons on the St. Lawrence River. *Environ. Monitor. Assess.* 79: 193-215.

Champoux, L., D. Masse, D. Evers, O.P. Lane, M. Plante et S.T.A. Timmermans 2006. Assessment of mercury exposure and potential effects in Common Loon (*Gavia immer*) in Québec. *Hydrobiologia* 567: 263-274.

Clady, M.D. 1974. Food habits of yellow perch, smallmouth bass and largemouth bass in two unproductive lakes in northern Michigan. *Amer. Midl. Natur.* 91: 453-459.

Crewther, W.G., R.D.B. Fraser, F.G. Lennox et H. Lindley 1965. The chemistry of keratins. *Adv. Protein Chem.* 20: 191-303.

Daoust, P.-Y., G. Conboy, et N.M. Burgess 1998. Interactive mortality factors in common loons from Maritime Canada. *J. Wildlife Diseases* 34(3): 524-531.

Dawson, A. 2000. Mechanisms of endocrine disruption with particular reference to occurrence in avian wildlife: A review. *Ecotoxicology* 9(1-2): 59-69.

DesGranges, J.-L., J. Rodrigue, B. Tardif et M. Laperle 1998. Mercury accumulation and biomagnification in Ospreys (*Pandion haliaetus*) in the James Bay and Hudson Bay regions of Quebec. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 35: 330-341.

Dieter, M.P. 1974. Plasma enzymes activities in Coturnix quail fed graded dose of DDE, polychlorinated biphenyl, malathion and mercury chloride. *Toxicol. Appl. Pharmocol.* 27: 86-98.

Doka, S.E., D.K. McNicol, M.L. Mallory, I. Wong, C K. Minns et N.D. Yan 2003. Assessing potential for recovery of biotic richness and indicator species due to changes in acidic deposition and lake pH in five areas of southeastern Canada. *Environ. Monit. Assess.* 88: 53-101.

Eisler, R. 1987. Mercury hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review. U.S. Fish Wildlife Service Biology Report 85 (1.10).

El-Demerdash, F.M. 2001. Effects of selenium and mercury on the enzymatic activities and lipid peroxidation in brain, liver, and blood of rats. *J. Environ. Sci. Health B* 36: 489-499.

Elliott, J.E., L.K. Wilson, C.J. Henny, S.F. Trudeau, F.A. Leighton, S.W. Kennedy et K.M. Cheng 2001. Assessment of biological effects of chlorinated hydrocarbons in Ospreys chicks. *Environ. Toxicol. Chem.* 20 (4): 866-879.

Ellman, G.L., K.D. Courtney, V. Jr. Andres et R.M. Featherstone 1961. A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochem. Pharmac.* 7: 88-95.

Evers, D.C., J.D. Kaplan, M.W. Meyer, P.S. Reaman, W.E. Braselton, A. Major, N.M. Burgess et A.M. Scheuhammer 1998. Geographic trend in mercury measured in Common Loon feathers and blood. *Environ. Toxicol. Chem.* 17(2): 173-183.

Evers, D.C. 2001. Common Loon population studies: continental mercury patterns and breeding territory philopatry. Ph.D. dissertation, Univ. Minn., St.Paul MN, USA.

Evers, D.C., O.P. Lane, C. DeSorbo et L. Savoy 2002. Assessing the impacts of methylmercury on piscivorous wildlife using a wildlife criterion value based on the Common Loon, 1998-2001. Report BRI 2002-08 submitted to the Maine Dept. Environ. Protection. BioDiversity Research Institute, Falmouth, Maine, USA.

Evers, D.C., K.M. Taylor, A. Major, R.J. Taylor, R. Poppenga et A.M. Scheuhammer 2003. Common loon eggs as indicators of methylmercury availability in North America. *Ecotoxicology* 12: 69-81.

Evers, D.C., O.P. Lane, L. Savoy et W. Goodale 2004. Assessing the impacts of methylmercury on piscivorous wildlife using a wildlife criterion value based on the Common Loon, 1998-2003. Report BRI 2004-05 submitted to the Maine Department of Environmental Protection. BioDiversity Research Institute, Gorham, Maine, USA.

Fitzgerald, W.F. 1995. Is mercury increasing in the atmosphere? The need for an Atmospheric Mercury Network (AMNET). *Water Air Soil Pollut.* 80: 245-254.

Fitzgerald, W.F., D.R. Engstrom, R.P. Mason et E.A. Nater 1998. The case for atmospheric mercury contamination in remote areas. *Environ. Sci. Technol.* 32: 1-7.

Fournier F., W.H. Karasov, K.P. Kenow, M.W. Meyer et R.K. Hines 2002. The oral bioavailability and toxicokinetics of methylmercury in common loon (*Gavia immer*) chicks. *Comp. Biochem. Physiol. A-Mol. Integr. Physiol.* 133(3): 703-714.

Friedmann, A.S., M.C. Watzin, T. Brinck-Johnsen et J.C. Leiter 1996. Low levels of dietary

methylmercury inhibit growth and gonadal development in juvenile walleye (*Stizostedion vitreum*). *Aquatic Toxicol.* 35: 265-278.

Goede, A.A. et M. de Bruin 1984. The use of bird feathers as a monitor for metal pollution. *Environ. Pollut.* 8: 281-298.

Greenfield , B.K., T.R. Hrabik, C.J. Harvey et S.R. Carpenter 2001. Predicting mercury levels in yellow perch: use of water chemistry, trophic ecology, and spatial traits. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58 (7): 1419-1429.

Heath, J.A. et P.C. Frederick 2005. Relationship's among mercury concentrations, hormones, and nesting effort of white ibises (*Eudocimus albus*) in the Florida everglades. *The Auk* 122 (1): 255-267.

Hebert, C.E., J.L. Shutt, K.A. Hobson et D.V. Weseloh 1999. Spatial and temporal differences in the diet of Great Lakes herring gulls (*Larus argentatus*): evidence from stable isotope analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56 (2): 323-338

Hebert, C.E., K.A. Hobson et J.L. Shutt 2000. Changes in food web structure affect rate of PCB decline in Herring Gull (*Larus argentatus*) eggs. *Environ. Sci. Technol.* 34 (9): 1609-1614.

Heinz, G.H. 1979. Methylmercury: Reproductive and behavioral effects on three generations of mallard ducks. *J. Wildl. Management* 43: 394-401.

Hill, E.F. et W.J. Fleming 1982. Anticholinesterase poisoning of birds: field monitoring and diagnosis of acute poisoning. *Environ. Toxicol. Chem.* 1 (1): 27-38.

Hill, E.F. et J.H. Soares Jr. 1984. Subchronic mercury exposure in Coturnix and a method of hazard evaluation. *Environ. Toxicol. Chem.* 3: 489-502.

Hoffman, D.J. et G.H. Heinz 1998. Effects of mercury and selenium on glutathione metabolism and oxidative stress in mallard ducks. *Environ. Toxicol. Chem.* 17(2): 161-166.

Homan, R.N., J.V. Regosin, D.M. Rodrigues, J.M. Reed, B.S. Windmiller et L.M. Romero 2003. Impacts of varying habitat quality on the physiological stress of spotted salamanders (*Ambystoma maculatum*). *Anim. Conserv.* 6 (Part 1): 11-18.

Hontela, A., P. Dumont, D. Duclos et R. Fortin 1995. Endocrine and metabolic dysfunction in Yellow Perch, *Perca Flavescens*, exposed to organic contaminants and heavy metals in the St.Lawrence River. *Environ. Toxicol. Chem.* 14 (4): 725-731.

Houle, D., C. Gagnon, S. Couture et A. Kemp 2004. Recent recovery of lake water quality in southern Québec following reductions in sulfur emissions. *Water Air Soil Pollut.: Focus* 4: 247-261.

Huang, T.L., P.O. Obih, R. Jaiswal, W.R. Hartley et A. Thiyagarajah 1997. Evaluation of liver and brain esterases in the Spotted Gar Fish (*Lepisosteus oculatus)* as biomarkers of effect in the Lower Mississippi River Basin. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 58 (5): 688-695.

Jeffries, D.S., T.A. Clair, S. Couture, P.J. Dillon, J. Dupont, W. Keller, D.K. McNicol, M.A. Turner, R. Vet et R. Weeber 2003. Assessing the recovery of lakes in southeastern Canada from the effects of acidic deposition. *Ambio* 32: 176-182.

Kamman, N.C. et D.R. Engstrom 2002. Historical and present fluxes of mercury to Vermont and New Hampshire lakes inferred from 210Pb dated sediment cores. *Atmosph. Environ.* 36: 1599-1609.

Kenow, K.P., S. Gutreuter, R.K. Hines, M.W. Meyer, F. Fournier et W.H. Karasov 2003. Effects of methyl mercury exposure on the growth of juvenile common loons. *Ecotoxicology* 12: 171-181.

Kerekes, J.J. et D. Masse 2000. Comparison of common loon populations, based on long term monitoring, in Kejimkujiik National Park, Nova Scotia and La Mauricie National Park, Québec, Canada. In : McIntyre, J.W. & D.C. Evers (eds), *Loons : old history and new findings.* Proceedings of a symposium from the 1997 meeting, American Ornitologists' Union. North American Loon Fund. Holderness, NH.

Klaper, R., C.B. Rees, P. Drevnick, D. Weber, M. Sandheinrich et M.J. Carvan (2006). Gene expression changes related to endocrine function and decline in reproduction in fathead minnow (*Pimephales promelas*) after dietary methylmercury exposure. *Environ. Health Perspect.* 114: 1337-1343.

Kocan, R.M. 1972. Some physiologic blood values of wild diving ducks. *J. Wildl. Diseases* 8: 115-118.

Lake, J.L, R.A. McKinney, F.A. Osterman, R.J. Pruell, J. Kiddon, S.A. Ryba, et A.D. Libby 2001. Stable nitrogen isotopes as indicators of anthropogenic activities in small freshwater systems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 870-878.

Lane, O.P. et D.C. Evers 2003. North American Common Loon Biomonitoring Program, Quebec, Canada, 1997-01 Comprehensive Report. Report BRI 2003-01. BioDiversity Research Institute, Falmouth, Maine, USA.

Lorenzen, A.,T.W. Moon, S.W. Kennedy et G.A. Fox 1999. Relationships between environmental organochlorine contaminant residues, plasma corticosterone concentrations, and intermediary metabolic enzyme activities in Great Lakes Herring Gull embryos. *Environ. Health Perspect.* 107: 179-186.

Love, O.P., L.J. Shutt, J.S. Silfies, G.R. Bortolotti, J.E.G. Smits et D.M. Bird 2003. Effects of dietary PCB exposure on adrenocortical function in captive American Kestrels (*Falco sparverius*). *Ecotoxicology* 12 (1-4): 199-208.

Lucotte, M., A. Mucci, C. Hillaire-Marcel, P. Pichet et A. Grondin 1995. Anthropogenic mercury enrichment in remote lakes of northern Quebec (Canada). *Water Air Soil Pollut.* 80: 467-476.

Masson, S., B. Pinel-Alloul, P. East, P. Magnan, G. Hogue et A. Barabé 2001. Programme de surveillance des écosystèmes aquatiques du parc national de la Mauricie. Rapport de recherche. Groupe de recherche en limnologie et en environnement aquatique pour Parcs Canada, Service de conservation des écosystèmes, Québec. 246 p.

Maul, J.D. et J.L. Farris 2004. The effect of sex on avian plasma cholinesterase enzyme activity: A potential source of variation in an avian biomarker endpoint. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 47(2): 253-258.

McNicol, D.K., M.L. Mallory et H.S. Vogel 1995. Using volunteers to monitor the effects of acid precipitation on Common Loon (*Gavia immer*) reproduction in Canada: The Canadian Lakes Loon Survey. *Water Air Soil Pollut.* 85: 463-468.

McIntyre, J.W. et J.F. Barr 1997. Common Loon *Gavia immer*. In A. Poole and F. Gill (eds). *The Birds of North America*, No 313.The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, PA, and the American Ornitholgists' Union, Washington, D.C.

McNabb, F.M.A. et G.A. Fox 2003. Avian thyroid development in chemically contaminated environments: is there evidence of alterations in thyroid function and development? *Evolut. Develop.* 5(1): 76-82.

Meyer, M.W., D.C. Evers, T. Daulton et W.E. Braselton 1995. Common loons nesting on low pH lakes in northern Wisconsin have elevated blood mercury content. *Water Air Soil Pollut.* 80: 871-880.

Meyer, M.W., D.C. Evers, J.J. Hartigan et P.S. Rasmussen 1998. Patterns of Common Loon (*Gavia immer*) mercury exposure, reproduction and survival in Wisconsin, USA. *Environ. Toxicol. Chem.* 17(2): 184-190.

Neugebauer, E.A., G.L. SansCartier et B.J. Wakeford 2000. Methods for the determination of metals in wildlife tissues using various atomic absorption spectrophotometry techniques. Technical Report Series no. 337. Canadian Wildlife Service, Headquarters, Hull, Québec, Canada.

Ohlendorf, H.M., A.W. Kilness, J.L. Simmons, R.K. Stroud, D.J. Hoffman et J.F. Moore 1988. Selenium toxicosis in wild aquatic birds. *J. Toxicol Environ. Health* 24: 67-92.

Polo, F.J., J. Celdran, G. Viscor et J. Palomeque 1994. Blood chemistry of captive herons, egrets, sponbill, ibis and gallinule. *Comp. Biochem. Physiol.* 107A (2): 343-347.

Rencz, A.N., N.J. O'Driscoll, G.E.M. Hall, T. Peron, K. Telmer et N.M. Burgess 2003. Spatial variation and correlations of mercury levels in the terrestrial and aquatic components of a wetland dominated ecosystem: Kejimkujik Park, Nova Scotia, Canada. *Water Air Soil Pollut.* 143 (1-4): 271-288.

Rudd, J.W.M. 1995. Sources of methyl mercury to freshwater ecosystems: a review. *Water Air Soil Pollut.* 80: 697-713.

SAS Institute, 1999. JMP Statistical Discovery Software. Cary, NC, USA. SAS Institute.

Scheuhammer, A.M. 1987. The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury, and lead in birds: A review. *Environ. Pollut.* 46: 263-295.

Scheuhammer, A.M. 1988. Chronic dietary toxicity of methylmercury in the Zebra Finch, *Poephila guttata*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 40: 123-130.

Scheuhammer, A.M. 1991. Effects of acidification on the availability of toxic metals and calcium to wild birds and mammals. *Environ. Pollut.* 71 :329-375.

Scheuhammer, A.M. et P. J. Blancher 1994. Potential risk to Common Loons (*Gavia immer*) from methylmercury exposure in acidified lakes. *Hydrobiology* 279-280: 445-455.

Scheuhammer, AM. et S.L. Norris 1996. *Examen des impacts environnementaux de la grenaille et des plombs de pêche en plomb au Canada.* Publication hors série no. 88. Service canadien de la faune, Environnement Canada.

Scheuhammer, AM. et S.L. Norris 1996. Ecotoxicology of lead shot and lead fishing weights [Review]. *Ecotoxicology* 5(5): 279-295.

Scheuhammer, A.M., C.M. Atchison, A.H.K. Wong et D.C. Evers 1998. Mercury exposure in breeding Common Loons (*Gavia immer*) in central Ontario, Canada. *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 191-196.

Scheuhammer, A.M. et J.E. Graham 1999. The bioaccumulation of mercury in aquatic organisms from two similar lakes with differing pH. *Ecotoxicology* 8: 49-56.

Scheuhammer, A.M., J.A. Perrault et D.E. Bond 2001. Mercury, methylmercury, and selenium concentrations in eggs of common loons (*Gavia immer*) from Canada. *Environ. Monitor. Assess.* 72: 79-94.

Scheuhammer, A.M., S.L. Money, D.A. Kirk et G. Donaldson 2003. *Les pesées et les turluttes de Plomb au Canada : Examen de leur utilisation et de leurs effets toxiques sur les espèces sauvages*. Publication hors série no 108, Service Canadien de la Faune, Environnement Canada.

Spear, P.A. et D.H. Bourbonnais 1997. Utilisation des rétinoïdes en tant que biomarqueurs. in L. Lagadic, T. Caquet, J.-C. Amiard et F. Ramade (eds). *Utilisation des biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement*. Tec & Doc Lavoisier, Paris, 201-224.

Stafford , C.J. et W.H. Stickel 1981. Formalin preservation of avian blood for organochlorine analysis. in D.W. Lamb and E.E. Kenaga (eds.). *Avian and mammalian wildlife toxicology*. Second Conf., ASTM STP 757.

Sturkie, P.D. (ed.) 1986. *Avian physiology*. Springer-Verlag, NY.

Thompson, D.R. 1996. Mercury in birds and terrestrial mammals. in W.N. Beyer, G.H. Heinz et A.W. Redmon-Norwood (eds). *Environmental contaminants in wildlife: Interpreting tissue concentrations*. SETAC Special Publications Series, CRC Press, Lewis Publishers.

Timmermans, S.T.A., S.S. Badzinski, L. Champoux, D. Lepage et D. Masse 2004. Facteurs influençant la productivité des Plongeons huards (*Gavia immer*) nichant dans les lacs intérieurs d'eau douce au Québec, Canada. Études d'Oiseaux Canada, Service canadien de la faune et Parc National de la Mauricie.

Trudeau, S. et G. SansCartier 2000. Biochemical methods to determine cholinesterase activity in wildlife exposed to pesticides. Technical Report Series no. 338. Canadian Wildlife Service, Headquarters, Hull, Québec, Canada.

Wayland, M., J.E.G. Smits, H.G. Gilchrist, T. Marchant et J. Keating 2003. Biomarker responses in nesting, common eiders in the Canadian arctic in relation to tissue cadmium, mercury and selenium concentrations. *Ecotoxicology* 12(1-4): 225-237.

Wiemeyer, S.N., J.F. Moore et B.M. Mulhern 1984. Formalin preservation of avian blood for metal and DDE analysis. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 33: 525-532.

Wiener, J.G. et D.J. Spry 1996. Toxicological significance of mercury in freshwater fish. in Beyer, W.N., G.H. Heinz & A.W. Redmon-Norwood (eds.). *Environmental contaminants in wildlife: Interpreting tissue concentrations*. SETAC Special Publications Series, CRC Press, Lewis Publishers.

Wingfield, J.C., C.M. Vleck et M.C. Moore 1992. Seasonal changes of the adrenocortical response to stress in birds of the Sonoran Desert. *J. Exper.Zool.* 264: 419-428.

Wolfe, M.F. et D. Norman 1998. Effects of waterborne mercury on terrestrial wildlife at Clear Lake: Evaluation and testing of a predictive model. *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 214-227.

Wolfe, M.F., S. Schwarzbach et R.A. Sulaiman 1998. Effects of mercury on wildlife: a comprehensive review. *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 146-160.

Wong, A.H.K., D.J. McQueen, D.D. Williams et E. Demers 1997. Transfer of mercury from benthic invertebrates to fishes in lakes with contrasting fish community structures. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 1320-1330.

# ANNEXES

## Annexe 1 Données morphométriques et physicochimiques des lacs échantillonnés et suivis

| LAC | Latit. | Long. | Superf. lac | Superf. Bassin drainage | Superf. Bassin hydrog. | Prof. max | Altit. | pH | Transparence | Alcal. | COD |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **EST** | | | $km^2$ | $km^2$ | $km^2$ | m | m | | m | mg/L | mg/L |
| Anticagamac | 4648 | 7307 | 1,7 | 37 | 118 | 16 | 192 | 6,6 | 2,5 | 3,7 | 5,2 |
| Baie 11 iles | 4644 | 7306 | 1,5 | 5 | 8 | 30 | 361 | 6,27 | 6 | 2,6 | 3,3 |
| Caribou (du) | 4643 | 7305 | 4,6 | 10 | 38 | 35 | 361 | 6,01 | 6,5 | 2,2 | 2,8 |
| Écarté | 4645 | 7258 | 1,3 | 7 | 19 | 30 | 335 | 5,8 | 3,5 | 2,8 | 4,3 |
| Fou (du) | 4647 | 7253 | 1,3 | 16 | 46 | 30 | 282 | 5,21 | 3,5 | 0,73 | 7,5 |
| Français | 4643 | 7250 | 0,3 | 1 | 4 | 30 | 194 | 6,57 | 7 | 20,6 | 3,0 |
| Hélène | 4626 | 7423 | 0,2 | | 1 | 6 | 511 | 4,59 | 3 | -0,2 | 7,3 |
| Herman | 4626 | 7421 | 0,5 | | 6 | 28 | 507 | 5,53 | 6,9 | 0,7 | 3,2 |
| Hughes | 4548 | 7415 | 0,5 | | 8 | | 348 | 6,31 | 4,3 | 5,8 | 4,9 |
| Iles (des) | 4632 | 7255 | 0,6 | | 74 | | 195 | 6,13 | 4,1 | 4,5 | 5,9 |
| Inman | 4659 | 7311 | 1,1 | | 46 | 21 | 299 | 6,33 | 5 | 3,4 | 4,9 |
| Main de Fer | 4708 | 7207 | 0,2 | | 3 | | 392 | 6,13 | 5,3 | 4,2 | 3,0 |
| Reid | 4646 | 7302 | 0,7 | 4 | 5 | 32 | 379 | 6,23 | 4,5 | 1,5 | 4,6 |
| Savane (de la) | 4630 | 7430 | 3,2 | | 39 | 21 | 453 | 5,95 | 4,6 | 1,6 | 5,3 |
| Soucis | 4706 | 7311 | 2,6 | | 154 | 30 | 319 | 6,63 | 4,5 | 2,6 | 5,9 |
| St-Charles | 4656 | 7123 | 3,6 | 166 | 161 | 15 | 152 | 6,74 | 2,3 | 8,3 | 2,8 |
| St-Sébastien | 4634 | 7353 | 0,8 | | 31 | | 424 | 6,85 | 4,9 | 5,7 | 4,4 |
| Thibert | 4639 | 7310 | 0,4 | 2 | 5 | 23 | 335 | 6,56 | 7,5 | 2,5 | 2,9 |
| Tousignant | 4702 | 7309 | 3,1 | | 214 | 36 | 313 | 6,2 | 4 | 2,9 | 5,9 |
| Trèfle (du) | 4636 | 7355 | 2,1 | | 17 | | 435 | 7,06 | 4,6 | 7,4 | 4,7 |
| Waber | 4645 | 7309 | 0,6 | 9 | 72 | 25 | 319 | 6,47 | 5,5 | 3,3 | 5,0 |
| Wapizagonke bassin-1 | 4642 | 7301 | 0,6 | 70 | 45 | 45 | 217 | 6,12 | 7 | 3,3 | 4,2 |
| Wapizagonke bassin-2 | 4642 | 7301 | 3,8 | 70 | 115 | 45 | 217 | 6,4 | 6 | 4,4 | 4,2 |
| Wapizagonke bassin-3 | 4642 | 7301 | 0,6 | 70 | 252 | 45 | 217 | 6,49 | 5,5 | 4,0 | 4,6 |
| | | | | | | | | | | | |
| Lacs additionnels (n=40) | | | 1,6 | 7 | | 26 | 366 | 6,55 | 4,5 | 2,2 | 4,9 |
| | | | | | | | | | | | |
| **OUEST** | | | | | | | | | | | |
| Pemichangan | 4604 | 7551 | 15,3 | | 66 | 56 | 169 | 8,28 | 7,6 | 65,9 | 3,2 |
| Trente et un milles (des) | 4615 | 7547 | 49,7 | | 372 | 88 | 162 | 8,09 | | 58,6 | 3,0 |
| | | | | | | | | | | | |
| Lacs additionnels (n=13) | | | 1,3 | | | | 197 | 8,11 | 5,1 | | |
| | | | | | | | | | | | |

Annexe 2 Nombre de jeunes par année

| Lac/Territoire | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | Moyenne (1997-2004) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Anne | 0 | | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | | 0,33 |
| Anticagamac | 1 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,75 |
| Ashton | 1 | 1 | | | | | 1 | | 1,00 |
| Avalon | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,00 |
| Baie des Onze Iles | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0,63 |
| Caribou (du) | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,50 |
| Cerf (du) | 0 | 1 | 0,5 | 1,5 | 2 | 1 | 1 | | 1,00 |
| Cinq (des) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0,13 |
| Dauphinais | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 2 | 0 | 0,75 |
| du Fou est | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0,38 |
| du Fou ouest | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,38 |
| Écarté | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0,38 |
| Enfers (des) | | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,00 |
| Français | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,13 |
| Francina | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,50 |
| Francis | 1 | 2 | | 1 | 0 | | 0 | | 0,80 |
| Fraser | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | | | 0,33 |
| Grothé | 0 | | | | 0 | 2 | | | 0,67 |
| Gustave | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 2 | | 0,71 |
| Hamel-ouest | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,13 |
| Hélène | | | 2 | 0 | | 0 | 1 | 0 | 0,60 |
| Hénault | | | 0 | | 0 | 0 | 0 | | 0,00 |
| Herman | | | 1 | | | 0 | 0 | 0 | 0,25 |
| Houle | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,38 |
| Hughes | 0 | 2 | | 1 | 2 | 2 | 0 | | 1,17 |
| des Iles (Laurentides) | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | | | | 0,80 |
| des Iles (Mauricie) | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,63 |
| Inman | | 0 | | | | 0 | 0 | 2 | 0,50 |
| Isaïe | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,13 |
| Isaïe-ouest | 1 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,75 |
| Jean | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0,25 |
| Jodon | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0,38 |
| Johnson | | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 0 | | 1,17 |
| Lacoste | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | | 0,71 |
| Laviolette | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0,00 |
| Main de Fer | | | | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0,60 |
| Maréchal | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0,13 |
| McFee | 0 | 2 | 1 | 2 | 2 | | | | 1,40 |
| Mécham | 0 | 2 | 2 | 2 | 2 | | 2 | | 1,67 |
| Mud | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | | 0,71 |
| Nantel | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 2 | | 0,86 |
| Notre-Dame | 0 | 2 | 0 | 1 | 1 | | 2 | | 1,00 |
| Opalin | 1 | 1 | | 1 | | 0 | 2 | 0 | 0,83 |
| Patrick | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,13 |

| Lac/Territoire | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | Moyenne (1997-2004) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Pêche (La) | 0,33 | 0,5 | | 1 | 0,5 | 0 | 1 | | 0,56 |
| Pemichangan | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0,43 |
| Philippe | | | | | 0 | 1 | 0 | | 0,33 |
| Pin Rouge (du) | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0,14 |
| Pipe (La) | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0,38 |
| Reid | 2 | 2 | 1 | 2 | 2 | 0 | 2 | 0 | 1,38 |
| Renaud | 1 | | | 0 | 1 | 1 | 0 | | 0,60 |
| Rhéaume | 2 | 0 | 0,5 | 1 | 1 | 0 | 0 | | 0,64 |
| Savane (de la) nord | | | | | | 2 | 0 | 0,5 | 0,83 |
| Savane (de la) sud | | | 2 | | | 1 | 0 | 0,5 | 0,88 |
| Soucis | | 1 | 1 | | | 0 | 0 | 0 | 0,40 |
| St-Charles nord | 1 | | | | 2 | 0 | 1 | 0 | 0,80 |
| St-Charles sud | | | | | 2 | 0 | 0 | 0 | 0,50 |
| St-Denis | 1 | | 0 | | 0 | 1 | | | 0,50 |
| St-Joseph | 0 | | | | | 0 | 0 | | 0,00 |
| St-Sébastien | 2 | 0 | 2 | 2 | | 1 | | | 1,40 |
| Tessier | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0,50 |
| Thibert | | | | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0,60 |
| Thorne | | | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | | 0,60 |
| Tousignant | | 1 | 1 | | | 0 | 0 | 0,33 | 0,47 |
| Trèfle (du) ouest | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0,29 |
| Trèfle (du) sud | 0 | 2 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | | 0,71 |
| Trente et un milles (des) | 0,33 | 1,33 | 0,72 | 0,44 | 0,38 | 0,56 | | | 0,63 |
| Truite (à la) | | 2 | 0 | | 0 | 0 | 0 | | 0,40 |
| Turgeon | 1 | 1 | 1 | 1 | | | 0 | 0 | 0,67 |
| Waber | 1 | 0 | 1 | 1 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1,00 |
| Wapizagonke b1 | 0 | 2 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0,50 |
| Wapizagonke b2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 2 | 0,63 |
| Wapizagonke b3 | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 0 | 1 | 2 | 0,88 |
| Willoughby | | 2 | 1 | 0 | 0 | | | | 0,75 |
| | | | | | | | | | |
| Moyenne | | | | | | | | | 0,58 |
| écart-type | | | | | | | | | 0,37 |
| n | | | | | | | | | 75 |

Annexe 3 Liste des huards capturés et bagués, numéros de bague, poids , sexe, concentrations de mercure dans le sang et les plumes et notes

| LAC | Année | Région | No. Bague | Bagues couleur | Poids (g) | Sexe et âge | Hg Sang (mg/kg pf) | Hg plumes (mg/kg ps) | NOTE |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Anticagamac | 1997 | PNLM | 898-09052 | G : ver/Ag | 4550 | M | 0,95 | 8,9 | |
| Anticagamac | 1997 | PNLM | 848-04558 | G : rou; D :ble/Ag | 4300 | F | 1,47 | 7,9 | Revu en 2005 |
| Baie des 11 Iles | 1997 | PNLM | 848-04568 | G : lan; D : oraD/Ag | 4000 | F | 0,86 | 4,6 | |
| Caribou (du) | 1997 | PNLM | 848-04569 | G: rou/ver; D : Ag/bleD | 3750 | F | 1,09 | 7,6 | |
| Caribou (du) | 1997 | PNLM | 898-09054 | G :rou/ble; D : oraD/Ag | 5200 | M | 3,94 | 54,9 | |
| Caribou (du) | 1998 | PNLM | Non bagué | | 2650 | F | 0,79 | 10,28 | Décédé 10/08/1998 |
| Caribou (du) | 1998 | PNLM | 898-09910 | G :jau/Ag; D : bla | 1700 | J | 0,01 | | |
| Caribou (du) | 1999 | PNLM | 898-09054 | G : rou/ble; D : oraD/Ag | 5400 | M | 4,17 | 83,04 | Recapture |
| Caribou (du) | 1999 | PNLM | Non bagué | | 1300 | J | 0,025 | | |
| Des Iles | 1998 | Mauricie | 898-09187 | G : Ag; D : jau | 3700 | J | 1,8 | 26,68 | |
| Des Iles | 1999 | Mauricie | 918-13322 | G : ver/jau; D : Ag/verD | 4700 | F | 8,29 | 10,55 | |
| Des Iles | 1999 | Mauricie | 918-13316 | G : ver/ora; D : Ag/bleD | 5200 | M | 11,19 | 26,13 | Revu en 2004 |
| Des Iles | 1999 | Mauricie | 918-13325 | G : Ag/verD; D : bla | 3000 | J | 0,83 | | |
| Écarté | 2001 | PNLM | 938-03424 | G : ble/ble; D : Ag/rouD | 4800 | M | 3,63 | 30,9 | |
| Écarté | 2001 | PNLM | 938-03445 | G : Ag; D : rouA4 | 2150 | J | 0,27 | | |
| Fou (du) | 1997 | PNLM | 848-04563 | G : bla/ble ; D : Ag/bleD | 4000 | M | 2,18 | 20,1 | Revu en 2005 |
| Fou (du) | 1997 | PNLM | 848-04567 | G : Rou/ora; D : Ag/oraD | 3475 | F | 2,18 | 8,8 | |
| Fou (du) | 1997 | PNLM | Non bagué | | 1450 | J | 0,29 | | |
| Fou (du) | 1997 | PNLM | 848-04564 | | 1950 | J | 0,46 | | |
| Fou (du) | 1997 | PNLM | 848-04566 | | 1550 | J | 0,37 | | Décédé février 1998 |
| Fou (du) | 1999 | PNLM | 918-13321 | G : bla; D : Ag/verD | 4475 | M | 4,17 | 15,99 | Revu en 2004 et 2005 |
| Fou (du) | 1999 | PNLM | 918-13317 | G: Ag/verD; D : bla | 1650 | J | 0,25 | | |
| Fou (du) | 1999 | PNLM | 918-13320 | G : Ag/verD; D : bla | 1350 | J | 0,38 | | |

| LAC | Année | Région | No. Bague | Bagues couleur | Poids (g) | Sexe et âge | Hg Sang (mg/kg pf) | Hg plumes (mg/kg ps) | NOTE |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Fou (du) | 2001 | PNLM | 918-13321 | G : bla; D : Ag/verD | 4725 | M | 5,63 | 19,3 | Recapture |
| Fou (du) | 2001 | PNLM | Non bagué | | 935 | J | 0,55 | | |
| Français | 1997 | PNLM | 848-04570 | G : bla/rou; D :bleD/Ag | 4225 | M | 3,02 | 18,6 | |
| Hélène | 1999 | R.P.T. | 888-16177 | G :ora/ble; D : Ag/verD | 4750 | M | 5,83 | 25,81 | Revu en 2003 |
| Hélène | 1999 | R.P.T. | 918-13311 | G : jau/jau; D : Ag/bleD | 3825 | F | 5,72 | 20,86 | Revu en 2003 |
| Hélène | 1999 | R.P.T. | 888-16166 | G : Ag; D : bleZ8 | 1850 | J | 0,30 | | |
| Herman | 1999 | R.P.T. | 918-13313 | G : ora/bla; D : Ag/verD | 3325 | F | 0,85 | 6,92 | Revu en 2004 |
| Herman | 1999 | R.P.T. | 888-16175 | G : Ag; D : bleE6 | 1825 | J | 0,18 | | |
| Hughes | 2001 | Laur. | 938-15273 | G : bla/ora; D :bleL/Ag | 4970 | M | 1,06 | 12,6 | |
| Hughes | 2001 | Laur. | 918-13329 | G : bla/rou; D : Ag/bleL | 3700 | F | 1,09 | 8,78 | |
| Hughes | 2001 | Laur. | 898-09881 | G; Ag; D : rouE7 | 2600 | J | 0,17 | | décédé 05/04/2002 |
| Inman | 1998 | R.F. Mauricie | 888-16159 | G :Ag/bleD; D : ver/bla | 3900 | F | 3,95 | 11,17 | Revu en 2005 |
| Main de Fer | 2001 | R.F. Portneuf | 938-03443 | G : Ag; D : oraZ1 | 2575 | J | 0,79 | | |
| Main de Fer | 2001 | R.F. Portneuf | 938-03448 | G : Ag; D : rouC3 | 2350 | J | 0,68 | | |
| Reid | 1997 | PNLM | 848-04571 | G :rou/rou; D :oraD/Ag | 4950 | M | 3,27 | 15,9 | |
| Savane | 1999 | R.P.T. | 898-09851 | G : jau/jau; D : Ag/verD | 5475 | M | 3,55 | 18,75 | |
| Soucis | 1998 | R.F. Mauricie | 888-16158 | G :rou/jau; D :Ag/bleD | 3850 | F | 4,1 | 12,36 | Revu en 2006 |
| Soucis | 1998 | R.F. Mauricie | 888-16157 | G : Ag; D : blaV | 1850 | J | 0,01 | | Revu en 2003 |
| St-Charles sud | 2001 | Québec | 938-15270 | G : ble/ora; D : blaD/Ag | 5725 | M | 1,9 | 11,3 | décédé 10/05/2004 |
| St-Charles sud | 2001 | Québec | 938-15257 | G : rou/jau; D :blaD/Ag | 4550 | F | 1,55 | 5,11 | |
| St-Charles sud | 2001 | Québec | 938-03446 | G : Ag; D : jauF1 | 2975 | J | 0,11 | | |
| St-Charles nord | 2001 | Québec | 938-15258 | G : ble/rou; D : Ag/rouD | 4925 | M | 1,97 | 6,1 | Revu en 2004 |
| St-Sébastien | 1999 | Lanaud. | 918-13310 | G : ver; D : Ag/verD | 4300 | M | 2,63 | 10,95 | |
| St-Sébastien | 1999 | Lanaud. | Non bagué | | 1200 | J | 0,21 | | |

| LAC | Année | Région | No. Bague | Bagues couleur | Poids (g) | Sexe et âge | Hg Sang (mg/kg pf) | Hg plumes (mg/kg ps) | NOTE |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Thibert | 2001 | R.F. Mastig. | 938-15279 | G : jau/ble; D : Ag/rouD | 5075 | M | 2,97 | 10,5 | Décédé 04/10/2003 |
| Thibert | 2001 | R.F. Mastig. | 938-06315 | G: Ag; D : rouH7 | 2725 | J | 0,37 | | |
| Tousignant | 1998 | R.F. Mauricie | 898-09070 | G :ble/jau; D : ble/Ag | 4140 | M | 5,12 | 16,12 | Décédé Août 1998 |
| Tousignant | 1998 | R.F. Mauricie | 898-09062 | G : Ag/ver; D : ora | 710 | J | 0,01 | | |
| Trèfle (du) | 1999 | Lanaud. | 918-13312 | G : ble/jau; D : Ag/bleD | 4525 | M | 1,26 | 10,07 | Décédé 31/08/2003 |
| Trèfle (du) | 1999 | Lanaud. | 918-13315 | G : ver/bla; D : Ag/ verD | 3825 | F | 1,24 | 14,43 | |
| Trèfle (du) | 1999 | Lanaud. | 888-16174 | G : ble/ora; D : Ag/verD | 3250 | F | 0,33 | 5,88 | |
| Waber | 1997 | PNLM | 898-09053 | G : ble/rou; D :VerD/Ag | 5250 | M | 3,35 | 27,7 | Revu en 2004 et 2006 |
| Wapizagonke | 1998 | PNLM | 898-09901 | G :ora/bla; D : Ag/jau | 4000 | M | 2,68 | 15,47 | Revu en 2005 |
| Wapizagonke | 1998 | PNLM | 898-09913 | G :ora/ora; D : Ag/jau | 3400 | F | 1,75 | 10,67 | |
| Wapizagonke | 1999 | PNLM | 918-13326 | G : bla/ver; D : Ag/verD | 4575 | M | 2,26 | 14,24 | Décédé Avril 2001 |
| Wapizagonke | 1999 | PNLM | 918-13319 | G : rou; D : Ag/verD | 3350 | F | 2,21 | 10,38 | Revu en 2005 |
| Wapizagonke | 1999 | PNLM | 918-13318 | G : Ag; D : bleE | 1175 | J | 0,35 | | |
| Wapizagonke | 1999 | PNLM | Non bagué | | 750 | J | 0,16 | | |
| Wapizagonke | 2001 | PNLM | 898-09963 | G : Ag; D : rouA2 | 2225 | J | 0,38 | | |
| Wapizagonke | 2001 | PNLM | 898-09901 | G : ora/bla; D : Ag/jau | 5750 | M | 2,11 | 15,80 | Recapture |
| Wapizagonke | 2001 | PNLM | 938-06290 | G : verL/ble; D : Ag/rouD | 3675 | F | 1,75 | 14,60 | Revu en 2005 |
| Wapizagonke | 2001 | PNLM | Non bagué | | 1450 | J | 0,26 | | |
| Wapizagonke | 2001 | PNLM | Non bagué | | 400 | J | 0,26 | | |
| 31 Milles-1 | 1997 | Gatineau | 848-04554 | | 5225 | M | 0,7 | 8,3 | |
| 31 Milles-2 | 1997 | Gatineau | 898-09051 | | 5475 | M | 0,46 | 5 | |
| 31 Milles-2 | 1997 | Gatineau | 848-04553 | | 4050 | F | 0,46 | 8 | |
| 31 Milles-3 | 1997 | Gatineau | 848-04555 | | 5125 | M | 1 | 11,3 | |
| 31 Milles -3 | 1997 | Gatineau | 848-04556 | | 3950 | F | 0,5 | 5,4 | |

| LAC | Année | Région | No. Bague | Bagues couleur | Poids (g) | Sexe et âge | Hg Sang (mg/kg pf) | Hg plumes (mg/kg ps) | NOTE |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 31 Milles-4 | 1997 | Gatineau | 848-04559 | | 4900 | M | 1,1 | 11,4 | |
| 31 Milles -4 | 1997 | Gatineau | 848-04557 | | 3800 | F | 0,74 | 9,9 | |
| 31 Milles -5 | 1997 | Gatineau | 848-04560 | | 5100 | M | 0,62 | 6 | |
| 31 Milles -1 | 1999 | Gatineau | 848-04554 | | 5150 | M | 0,32 | 8,3 | Recapture |
| 31 Milles -1 | 1999 | Gatineau | Non bagué | | nd | J | <0,025 | | |
| 31 Milles -6 | 1999 | Gatineau | 898-09834 | | 5600 | M | 0,45 | 11,4 | |
| 31 Milles -6 | 1999 | Gatineau | 938-03319 | | 3880 | F | 0,2 | 4,4 | |
| 31 Milles -7 | 1999 | Gatineau | 898-09811 | | 4800 | M | 1,05 | 10,6 | |
| 31 Milles -8 | 1999 | Gatineau | 938-03326 | | 5010 | M | 0,4 | 9,3 | décédé déc. 2001 |
| 31 Milles -8 | 1999 | Gatineau | 938-03308 | | 3640 | F | 0,17 | 4,9 | |
| Pemichangan-1 | 1997 | Gatineau | 848-04565 | | 3800 | F | 0,63 | 7,6 | |
| Pemichangan-2 | 1997 | Gatineau | 848-04562 | | 4875 | M | 0,83 | 17 | |
| Pemichangan-2 | 1997 | Gatineau | 848-04561 | | 4325 | F | 0,79 | 3,3 | |
| Pemichangan-2 | 1999 | Gatineau | 938-03314 | | 4325 | F | 0,6 | Nd | |

## Annexe 4 Concentrations de mercure dans les poissons capturés dans les lacs du Québec

| Lac | Espèce | Nombre | Taille (cm) | Longueur moyenne corrigée | Mercure (mg/kg poids sec) | Mercure (mg/kg poids frais) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Anticagamac | Crapet soleil | 5 | 10-15 | na | 0,51 | 0,13 |
| Anticagamac | Perchaude | 5 | 10-15 | na | 0,49 | 0,13 |
| Avalon | Mulet perlé | 5 | 5-10 | 8,58 | 0,81 | 0,19 |
| Avalon | Mulet perlé | 5 | 10-15 | 12,29 | 0,67 | 0,15 |
| Baie des Onze Iles | Omble de fontaine | 5 | 10-15 | na | 0,30 | 0,06 |
| Baie des Onze Iles | Omble de fontaine | 5 | 15-20 | na | 0,26 | 0,06 |
| Blanc (Opalin) | Omble de fontaine | 5 | 10-15 | 12,02 | 0,10 | 0,03 |
| Blanc (Opalin) | Omble de fontaine | 4 | 10-15 | 12,11 | 0,09 | 0,02 |
| Blanc (Opalin) | Omble de fontaine | 2 | 15-20 | 16,72 | 0,12 | 0,03 |
| Brown | Ventre rouge du nord | 3 | 5-10 | 4,62 | 0,50 | 0,11 |
| Caribou | Omble de fontaine | 5 | 10-15 | na | 0,22 | 0,05 |
| Caribou | Omble de fontaine | 5 | 15-20 | na | 0,30 | 0,06 |
| Cerf | Ouitouche | 5 | 10-15 | 11,86 | 0,19 | 0,05 |
| Cerf | Ouitouche | 5 | 10-15 | 13,51 | 0,13 | 0,04 |
| des Cinq | Mulet perlé | 1 | 10-15 | 11,20 | 0,90 | 0,21 |
| des Cinq | Naseux des rapides | 5 | 10-15 | 10,90 | 0,93 | 0,26 |
| des Cinq | Omble de fontaine | 5 | 15-20 | 16,86 | 0,58 | 0,13 |
| des Cinq | Omble de fontaine | 1 | 10-15 | 14,30 | 0,55 | 0,13 |
| Dauphinais | Omble de fontaine | 5 | 15-20 | 16,80 | 0,48 | 0,10 |
| Dauphinais | Mulet perlé | 1 | 10-15 | na | 1,05 | 0,25 |
| des Iles (Laurent.) | Crapet de roche | 5 | 10-15 | 13,54 | 0,34 | 0,09 |
| des Iles (Laurent.) | Crapet de roche | 2 | 15-20 | 16,36 | 0,60 | 0,16 |
| des Iles (Laurent.) | Crapet soleil | 3 | 15-20 | 15,38 | 0,18 | 0,05 |
| des Iles (Mauricie) | Crapet de roche | 5 | 5-10 | 8,81 | 0,49 | 0,13 |
| des Iles (Mauricie) | Crapet de roche | 2 | 10-15 | 13,20 | 1,00 | 0,24 |
| des Iles (Mauricie) | Crapet soleil | 1 | 10-15 | 10,50 | 0,98 | 0,22 |
| des Iles (Mauricie) | Perchaude | 4 | 10-15 | 12,30 | 0,58 | 0,15 |
| des Iles (Mauricie) | Perchaude | 1 | 15-20 | 16,00 | 1,20 | 0,32 |
| des Iles (Mauricie) | Mulet à cornes | 1 | 10-15 | 16,30 | 0,36 | 0,10 |
| Écarté | Mulet perlé | 5 | 5-10 | 5,78 | 0,33 | 0,07 |
| Écarté | Mulet perlé | 5 | 5-10 | 9,03 | 0,59 | 0,18 |
| Écarté | Mulet perlé | 5 | 10-15 | 12,90 | 0,85 | 0,22 |
| Édithe | Omble de fontaine | 3 | 5-10 | 9,40 | 0,43 | 0,09 |
| Édithe | Omble de fontaine | 5 | 10-15 | 11,60 | 0,29 | 0,07 |
| Édithe | Omble de fontaine | 5 | 10-15 | 12,01 | 0,25 | 0,06 |
| Édithe | Omble de fontaine | 2 | 15-20 | 15,17 | 0,17 | 0,05 |
| des Enfers | Omble de fontaine | 5 | 15-20 | 16,79 | 0,23 | 0,06 |
| des Enfers | Omble de fontaine | 5 | 10-15 | 14,42 | 0,19 | 0,05 |
| des Enfers | Omble de fontaine | 5 | 10-15 | 12,73 | 0,19 | 0,05 |
| Fauvette | Perchaude | 5 | 10-15 | 12,04 | 0,30 | 0,07 |
| Fauvette | Perchaude | 5 | 5-10 | 8,93 | 0,38 | 0,09 |
| Fauvette | Perchaude | 5 | 5-10 | 8,51 | 0,37 | 0,08 |
| du Fou | Omble de fontaine | 5 | 15-20 | na | 0,99 | 0,23 |
| du Fou | Mulet perlé | 5 | 10-15 | na | 1,50 | 0,32 |
| Français | Crapet de roche | 5 | 10-15 | na | 0,63 | 0,15 |
| Français | Crapet de roche | 5 | 10-15 | na | 1,20 | 0,26 |

| Lac | Espèce | Nombre | Taille (cm) | Longueur | Mercure (p.s.) | Mercure (p.f.) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Fraser | Crapet soleil | 5 | 10-15 | 10,59 | 0,36 | 0,08 |
| Fraser | Crapet soleil | 5 | 10-15 | 11,24 | 0,30 | 0,07 |
| Fraser | Perchaude | 4 | 10-15 | 10,02 | 0,23 | 0,06 |
| Fraser | Ouitouche | 2 | 15-20 | 15,59 | 0,18 | 0,05 |
| Francina | Mulet perlé | 5 | 5-10 | 9,54 | 1,23 | 0,30 |
| Francina | Mulet perlé | 5 | 5-10 | 8,50 | 0,95 | 0,23 |
| Grothé | Crapet de roche | 3 | 5-10 | 7,48 | 0,20 | 0,05 |
| Grothé | Crapet de roche | 2 | 10-15 | 12,68 | 0,46 | 0,11 |
| Grothé | Crapet soleil | 5 | 5-10 | 8,07 | 0,28 | 0,07 |
| Grothé | Méné jaune | 1 | 10-15 | 11,00 | 0,89 | 0,23 |
| Grothé | Mulet à cornes | 1 | 10-15 | 12,50 | 0,13 | 0,03 |
| Harvey | Omble de fontaine | 5 | 10-15 | 12,92 | 0,22 | 0,05 |
| Harvey | Omble de fontaine | 5 | 10-15 | 10,79 | 0,19 | 0,04 |
| Harvey | Mulet perlé | 5 | 10-15 | 12,49 | 0,45 | 0,11 |
| Hélène | Perchaude | 5 | 10-15 | 11,03 | 0,58 | 0,13 |
| Hélène | Perchaude | 5 | 10-15 | 12,62 | 0,58 | 0,13 |
| Hélène | Perchaude | 5 | 15-20 | 16,96 | 0,83 | 0,21 |
| Hélène | Perchaude | 5 | 15-20 | 16,31 | 0,70 | 0,18 |
| Herman | Mulet à cornes | 3 | 5-10 | na | 0,52 | 0,12 |
| Herman | Mulet à cornes | 5 | 10-15 | na | 0,46 | 0,11 |
| Herman | Mulet à cornes | 7 | 10-15 | na | 0,41 | 0,10 |
| Houle | Mulet à cornes | 5 | 10-15 | 12,87 | 0,48 | 0,11 |
| Houle | Mulet à cornes | 5 | 15-20 | 18,51 | 0,40 | 0,11 |
| Hughes | Crapet soleil | 5 | 5-10 | 6,58 | 0,19 | 0,05 |
| Hughes | Crapet soleil | 5 | 5-10 | 8,26 | 0,16 | 0,04 |
| Hughes | Crapet soleil | 5 | 10-15 | 11,48 | 0,27 | 0,07 |
| Hughes | Ouitouche | 1 | 10-15 | 14,00 | 0,16 | 0,04 |
| Inman | Omble de fontaine | 5 | 15-20 | 17,16 | 0,57 | 0,15 |
| Inman | Omble de fontaine | 5 | 10-15 | 13,26 | 0,48 | 0,12 |
| Inman | Omble de fontaine | 3 | 10-15 | 13,83 | 0,57 | 0,14 |
| Isaie | Perchaude | 5 | 5-10 | 9,78 | 0,27 | 0,07 |
| Isaie | Perchaude | 5 | 10-15 | 11,01 | 0,24 | 0,06 |
| Isaie | Ouitouche | 5 | 5-10 | 9,01 | 0,15 | 0,04 |
| Isaie | Ouitouche | 5 | 10-15 | 10,27 | 0,13 | 0,04 |
| Jean | Mulet perlé | >15 | 5-10 | na | 0,39 | 0,08 |
| Jean | Mulet perlé | 3 | 10-15 | na | 0,67 | 0,16 |
| Johnson | Crapet soleil | 5 | 10-15 | 12,40 | 0,33 | 0,09 |
| Johnson | Achigan à p. bouche | 5 | 10-15 | 12,01 | 0,41 | 0,09 |
| Johnson | Perchaude | 1 | 10-15 | 13,50 | 0,64 | 0,15 |
| Josselin | Omble de fontaine | 5 | 10-15 | 13,81 | 0,23 | 0,05 |
| Josselin | Omble de fontaine | 4 | 10-15 | 14,78 | 0,28 | 0,07 |
| Josselin | Omble de fontaine | 4 | 15-20 | 15,70 | 0,20 | 0,05 |
| Josselin | Omble de fontaine | 4 | 15-20 | 18,07 | 0,25 | 0,07 |
| Laviolette | Perchaude | 2 | 10-15 | 13,37 | 0,81 | 0,21 |
| Laviolette | Perchaude | 2 | 15-20 | 18,37 | 1,33 | 0,34 |
| Laviolette | Ouitouche | 5 | 10-15 | 14,10 | 0,30 | 0,07 |
| Main de Fer | Omble de fontaine | 5 | 10-15 | 13,53 | 0,44 | 0,10 |
| Main de Fer | Omble de fontaine | 5 | 10-15 | 13,27 | 0,35 | 0,09 |
| Main de Fer | Omble de fontaine | 5 | 15-20 | 18,87 | 0,56 | 0,14 |

| Lac | Espèce | Nombre | Taille (cm) | Longueur | Mercure (p.s.) | Mercure (p.f.) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| McFee | Crapet soleil | 5 | 10-15 | 11,50 | 0,28 | 0,07 |
| McFee | Perchaude | 2 | 10-15 | 13,73 | 0,46 | 0,13 |
| Nantel | Grand brochet | 5 | 10-15 | 13,89 | 0,30 | 0,07 |
| Nantel | Méné jaune | 5 | 10-15 | 11,04 | 0,25 | 0,06 |
| Nantel | Méné jaune | 5 | 10-15 | 10,37 | 0,44 | 0,12 |
| Obéron | Tête de boule | 10 | 5-10 | na | 0,91 | 0,21 |
| Obéron | Tête de boule | 9 | 5-10 | na | 0,91 | 0,17 |
| Obéron | Tête de boule | 6 | 5-10 | na | 0,91 | 0,19 |
| Obéron | Mulet à cornes | 4 | 10-15 | 11,76 | 0,76 | 0,18 |
| Patrick | Mulet perlé | 5 | 5-10 | 6,51 | 0,66 | 0,18 |
| Patrick | Mulet perlé | 5 | 5-10 | 8,79 | 0,87 | 0,22 |
| Patrick | Mulet perlé | 5 | 10-15 | 10,12 | 0,96 | 0,27 |
| La Pêche (Outaouais) | Crapet soleil | 1 | 15-20 | 17,50 | 0,25 | 0,07 |
| La Pêche (Outaouais) | Crapet arlequin | 5 | 10-15 | 13,99 | 0,27 | 0,07 |
| La Pêche (Outaouais) | Achigan à g.bouche | 3 | 15-20 | 19,62 | 0,54 | 0,13 |
| La Pêche (Mauricie) | Perchaude | 5 | 5-10 | 8,85 | 0,42 | 0,11 |
| La Pêche (Mauricie) | Perchaude | 5 | 10-15 | 11,24 | 0,59 | 0,15 |
| La Pêche (Mauricie) | Perchaude | 4 | 10-15 | 13,46 | 0,55 | 0,15 |
| Pemichangan | Crapet soleil | 3 | 10-15 | 12,93 | 0,19 | 0,05 |
| Pemichangan | Achigan à p. bouche | 5 | 15-20 | 19,32 | 0,22 | 0,06 |
| Pemichangan | Perchaude | 1 | 15-20 | 18,50 | 0,42 | 0,10 |
| Philippe | Achigan à g.bouche | 5 | 10-15 | 13,74 | 0,22 | 0,05 |
| Philippe | Achigan à g. bouche | 5 | 10-15 | 13,63 | 0,29 | 0,07 |
| Philippe | Achigan à g. bouche | 4 | 15-20 | 19,25 | 0,27 | 0,07 |
| Pin Rouge | Ouitouche | 5 | 10-15 | 15,26 | 0,39 | 0,11 |
| Pin Rouge | Ouitouche | 5 | 15-20 | 18,31 | 0,47 | 0,12 |
| Pin Rouge | Ouitouche | 5 | 15-20 | 19,65 | 0,38 | 0,10 |
| La Pipe | Perchaude | 4 | 10-15 | 12,95 | 0,73 | 0,18 |
| Reid | Mulet perlé | 5 | 5-10 | na | 0,71 | 0,17 |
| Reid | Mulet perlé | 1 | 10-15 | na | 1,01 | 0,22 |
| Renaud | Perchaude | 1 | 10-15 | 10,70 | 0,23 | 0,06 |
| Renaud | Ouitouche | 5 | 15-20 | 16,22 | 0,09 | 0,02 |
| Renaud | Ouitouche | 5 | 10-15 | 14,47 | 0,11 | 0,03 |
| Rhéaume | Crapet de roche | 2 | 15-20 | 15,86 | 0,42 | 0,10 |
| Rhéaume | Crapet soleil | 2 | 10-15 | 15,34 | 0,23 | 0,07 |
| Rhéaume | Achigan à p. bouche | 3 | 15-20 | 19,47 | 0,26 | 0,07 |
| Savane | Perchaude | 2 | 10-15 | 9,65 | 0,32 | 0,08 |
| Savane | Perchaude | 5 | 10-15 | 13,08 | 0,45 | 0,12 |
| Savane | Perchaude | 5 | 15-20 | 15,72 | 0,47 | 0,13 |
| Savane | Perchaude | 3 | 15-20 | 17,82 | 0,48 | 0,15 |
| Soucis | Meunier noir | 4 | 10-15 | 11,25 | 0,32 | 0,07 |
| Soucis | Meunier noir | 5 | 10-15 | 12,92 | 0,40 | 0,09 |
| Soucis | Méné de lac | 3 | 5-10 | na | 0,89 | 0,22 |
| Soucis | Mulet à cornes | 5 | 10-15 | 10,79 | 0,24 | 0,06 |
| Soucis | Mulet à cornes | 5 | 5-10 | 6,92 | 0,30 | 0,06 |
| Soucis | Mulet à cornes | 5 | 5-10 | 6,36 | 0,23 | 0,05 |
| Soucis | Mulet à cornes | 4 | 10-15 | 10,61 | 0,24 | 0,06 |
| St-Charles | Grand brochet | 1 | 15-20 | 18,20 | 0,13 | 0,03 |
| St-Charles | Crapet soleil | 5 | 10-15 | 11,65 | 0,08 | 0,02 |

| Lac | Espèce | Nombre | Taille (cm) | Longueur | Mercure (p.s.) | Mercure (p.f.) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| St-Charles | Perchaude | 5 | 5-10 | 8,03 | 0,10 | 0,03 |
| St-Charles | Perchaude | 5 | 5-10 | 8,09 | 0,11 | 0,03 |
| St-Charles | Perchaude | 5 | 5-10 | 8,15 | 0,07 | 0,02 |
| St-Charles | Perchaude | 5 | 10-15 | 13,98 | 0,16 | 0,05 |
| St-Charles | Perchaude | 5 | 10-15 | 13,49 | 0,20 | 0,06 |
| St-Charles | Perchaude | 5 | 10-15 | 14,06 | 0,12 | 0,03 |
| St-Charles | Perchaude | 5 | 15-20 | 16,30 | 0,45 | 0,13 |
| St-Charles | Perchaude | 5 | 15-20 | 16,60 | 0,26 | 0,08 |
| St-Joseph | Achigan à p. bouche | 5 | 15-20 | 19,72 | 0,22 | 0,06 |
| St-Joseph | Achigan à p. bouche | 5 | 10-15 | 13,13 | 0,13 | 0,03 |
| St-Joseph | Achigan à p. bouche | 5 | 10-15 | 12,46 | 0,13 | 0,03 |
| St-Joseph | Achigan à p. bouche | 5 | 15-20 | 19,23 | 0,29 | 0,08 |
| St-Sébastien | Meunier noir | 4 | 5-10 | 8,82 | 0,18 | 0,04 |
| St-Sébastien | Crapet-soleil | 1 | 5-10 | 6,50 | 0,24 | 0,06 |
| St-Sébastien | Méné à nag.rouges | 1 | 5-10 | 7,50 | 0,43 | 0,11 |
| St-Sébastien | Ventre rouge du nord | 1 | 5-10 | 4,70 | 0,31 | 0,07 |
| St-Sébastien | Ouitouche | 5 | 5-10 | 9,22 | 0,21 | 0,06 |
| St-Sébastien | Ouitouche | 4 | 10-15 | 10,74 | 0,26 | 0,08 |
| Thibert | Mulet à cornes | 5 | 10-15 | 12,58 | 0,54 | 0,14 |
| Thibert | Mulet à cornes | 5 | 10-15 | 11,25 | 0,40 | 0,11 |
| Thibert | Mulet à cornes | 5 | 10-15 | 9,81 | 0,62 | 0,16 |
| Tousignant | Mulet à cornes | 5 | 5-10 | 9,16 | 0,42 | 0,08 |
| Tousignant | Meunier noir | 1 | 10-15 | 14,50 | 0,20 | 0,05 |
| du Trèfle | Méné de lac | 5 | 5-10 | 7,61 | 0,39 | 0,10 |
| du Trèfle | Méné de lac | 5 | 5-10 | 7,68 | 0,33 | 0,08 |
| du Trèfle | Méné de lac | 5 | 5-10 | 7,81 | 0,38 | 0,09 |
| du Trèfle | Lotte | 1 | 14,5 | na | 0,19 | 0,04 |
| du Trèfle | Ouitouche | 2 | 10-15 | 13,10 | 0,42 | 0,12 |
| Waber | Omble de fontaine | 5 | 10-15 | na | 0,81 | 0,18 |
| Waber | Omble de fontaine | 5 | 10-15 | na | 0,87 | 0,18 |
| Wapizagongue | Éperlan arc-en-ciel | | 5-10 | na | 0,72 | 0,14 |
| Wapizagongue | Éperlan arc-en-ciel | 1 | 5-10 | na | 0,87 | 0,21 |
| Wapizagongue | Ventre rouge du nord | 1 | 5-10 | na | 0,95 | 0,23 |
| Wapizagongue | Mulet à cornes | 5 | 10-15 | 11,03 | 0,31 | 0,09 |
| Wapizagongue | Mulet à cornes | 5 | 10-15 | 14,57 | 0,53 | 0,18 |
| Wapizagongue | Mulet à cornes | 5 | 15-20 | 17,67 | 0,37 | 0,11 |
| Wapizagongue | Mulet à cornes | 1 | 5-10 | na | 0,49 | 0,11 |
| Wapizagongue | Mulet à cornes | 1 | 10-15 | na | 0,63 | 0,16 |

$$\text{Longueur moyenne corrigée} = \frac{\sum (\text{poids} \times \text{longueur})}{\sum \text{poids}}$$

$$\text{Poids moyen corrigé} = \frac{\sum (\text{poids})^2}{\sum \text{poids}}$$

Annexe 5 Noms latins des espèces de poisson

| Nom français | Nom latin |
|---|---|
| Achigan à grande bouche | *Micropterus salmoides* |
| Achigan à petite bouche | *Micropterus dolomieu* |
| Crapet-soleil | *Lepomis gibbosus* |
| Crapet de roche | *Amplobites rupestris* |
| Crapet arlequin | *Lepomis macrochirus* |
| Perchaude | *Perca flavescens* |
| Mulet perlé | *Semotilus margarita* |
| Mulet à cornes | *Semotilus atromaculatus* |
| Omble de fontaine | *Salvelinus fontinalis* |
| Ouitouche | *Semotilus corporalis* |
| Naseux des rapides | *Rhinichtys cataractae* |
| Grand brochet | *Esox lucius* |
| Méné jaune | *Notemigonus crysoleucas* |
| Méné de lac | *Couesius plumbeus* |
| Méné à nageoires rouges | *Notropis cornutus* |
| Tête de boule | *Pimephales promelas* |
| Vent. e rouge du nord | *Phoxinus eos* |
| Meunier noir | *Catostomus comersoni* |
| Lotte | *Lota lota* |
| Éperlan arc-en-ciel | *Osmerus mordax* |

Plus de 50 p. 100 de papier
recyclé dont 10 p. 100 de
fibres post-consommation.